



TITLE:

中央アジア乾燥地での大規模灌漑
農業がアラル海とバルハシ湖の水
質および生物相に与えた影響(
Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

川端, 良子

CITATION:

川端, 良子. 中央アジア乾燥地での大規模灌漑農業がアラル海とバルハシ湖の水質および生物相に与えた影響. 京都大学, 1997, 博士(農学)

ISSUE DATE:

1997-09-24

URL:

<https://doi.org/10.11501/3130691>

RIGHT:

中央アジア乾燥地での大規模灌漑農業がアラル海と
バルハシ湖の水質および生物相に与えた影響

川端 良子

1 9 9 7

中央アジア・カザフスタン共和国での大規模灌漑農業が 内陸閉鎖湖の水質および生物相に与えた影響

第1章. 緒言 -----	1
第2章. アラル海とバルハシ湖の概況	
2.1. アラル海の概況 -----	8
2.2. バルハシ湖の概況 -----	13
第3章. バルハシ湖の除塩機構	
3.1. はじめに -----	18
3.2. 試料と方法 -----	18
3.2.1. 調査地と試料 -----	18
3.2.2. 分析方法 -----	20
3.2.2.1. 湖水の化学分析 -----	21
3.2.2.2. 湖底堆積物の化学分析 -----	22
3.2.2.3. 間隙水の化学分析 -----	24
3.2.2.4. 懸濁物質中の鉱物の同定 -----	24
3.3. 結果 -----	25
3.3.1. イリ川とバルハシ湖の水質 -----	25
3.3.2. バルハシ湖の湖底堆積物の化学組成 -----	27
3.3.3. 湖底堆積物中の間隙水の化学組成 -----	35
3.3.4. 湖水の懸濁物質 -----	38
3.4. 考察 -----	40
3.4.1. イリ川の河川水およびバルハシ湖の湖水の化学組成 -----	40
3.4.2. バルハシ湖の湖水の塩類の水平分布の特色 -----	49
3.4.3. バルハシ湖の湖底堆積物中の間隙水 -----	51
3.4.4. バルハシ湖の除塩機構 -----	51
3.4.5. 除塩機構の歴史的変化 -----	64
3.5. 結語 -----	72
第4章. アラル海の塩湖化	
4.1. はじめに -----	74
4.2. 試料と方法 -----	74
4.2.1. 調査地と試料 -----	75

4.2.2.	分析方法	75
4.3.	結果	77
4.3.1.	河川水ならびに湖水の水質とイオン濃度	77
4.3.2.	湖底堆積物の元素分布	80
4.3.3.	湖底堆積物中の間隙水のカチオン濃度	85
4.4.	考察	87
4.4.1.	シルダリアの河川水とチャルダラ湖、カムシェリバス湖 およびアラル海の湖水の水質とイオン濃度	87
4.4.1.1.	EC	87
4.4.1.2.	イオン濃度	88
4.4.2.	湖底堆積物と間隙水の塩類組成	99
4.4.3.	アラル海の除塩機構	101
4.5.	結語	106

第5章. 塩類濃度と植物プランクトン相の変化

5.1.	はじめに	108
5.2.	試料と方法	109
5.2.1.	調査地と試料	109
5.2.2.	方法	109
5.3.	結果	111
5.3.1.	植物プランクトンの現存量	111
5.3.2.	植物プランクトンの種組成	111
5.3.3.	珪質プランクトンの種組成	115
5.4.	考察	121
5.4.1.	植物プランクトンの現存量	121
5.4.2.	植物プランクトンと EC	121
5.4.3.	珪質プランクトンと EC	125
5.5.	結語	126

第6章. 塩湖化と珪質化石

6.1.	はじめに	128
6.2.	試料と方法	128
6.3.	結果	129
6.3.1.	珪質化石の現存量の垂直分布	129
6.3.2.	珪質化石の種組成の垂直分布	131

6.3.3.	湖底堆積物の放射性年代	133
6.4.	考察	133
6.4.1.	珪質化石の現存量の垂直分布	133
6.4.2.	珪質化石の種組成の垂直分布	134
6.4.3.	湖底堆積物の放射性年代	135
6.5.	結語	136
第7章 微細藻類の増殖におよぼす NaCl の影響		
7.1.	はじめに	137
7.2.	試料と方法	138
7.2.1.	試料	138
7.2.2.	珪藻の培養株の同定	138
7.2.3.	培養および計測方法	140
7.2.4.	増殖速度の決定方法	141
7.3.	結果	141
7.3.1.	アラル海の珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係	141
7.3.2.	カムシェリバス湖の珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係	147
7.3.3.	バルハシ湖の珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係	147
7.3.4.	培地に $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加した珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係	149
7.3.5.	アラル海の珪藻の最大収量と NaCl 量の関係	152
7.3.6.	カムシェリバス湖の珪藻の最大収量と NaCl 量の関係	156
7.3.7.	バルハシ湖の珪藻の最大収量と NaCl 量の関係	160
7.4.	考察	160
7.4.1.	同一地点内での同一種の株間の塩分耐性の差の有無	160
7.4.2.	採取地点の異なる同一種の株間の塩分耐性の比較	163
7.4.3.	低塩分域の種が高塩分域に移動した場合の生存の可能性	164
7.5.	結語	165
第8章. 総括		
		166
謝辞		170
引用文献		171

第 1 章 緒 言

中央アジアにある湖は、世界最大の湖面積をもつカスピ海をふくめ、大部分が塩湖である。アラル海とバルハシ湖も塩湖であり、アラル海はかつて湖面積が世界第 4 位の湖であった。また、バルハシ湖の湖面積は世界第 17 位である。ここで塩湖とは、総固形物が 1l 中 500mg 以上含まれている湖をさし、内陸湖で流出河川を有しないもの、岩塩・石灰岩地帯のもの、火山地帯のものなどがある（地学団体研究会編，1984）。最大の塩分をもつ湖は死海で、315g/l である（地学団体研究会編，1984）。湖面積が 500km²以上の塩湖は、淡水湖の分布とは異なり、旧ソビエト連邦の内陸部、中国奥地の青蔵高原、アメリカの中央内陸部、オーストラリアに多く存在する。湖面積が 500km²以上の淡水湖は、約半数が北米に分布し塩湖の分布とは異なっている。塩湖は季節や年によって湖面積が大きく変動することがあり、たとえばオーストラリアのトレンズ湖のように最大時には 5780km²であるが、時期によっては湖面が全く消滅することのある湖も知られている（滋賀県琵琶湖研究所編，1992）。

近年まで人間にとって湖沼とは、飲料水の水源や、水産業、水利、水運のような開発利用のためのものであり、人為的攪乱が少ない時代では、あえて湖沼の環境の保全をさげばなくてもその環境は保たれていた。そして、湖沼の研究は人間が利用する地域の淡水湖の水質、生物の現状を記載し、生産力を測定する研究が中心で、人間が利用しない塩湖での研究は淡水湖の研究と比べて少なかった。

オーストラリアや、アメリカ、カナダなどの塩湖では、一部の研究者によって、生物相の記載や水質の調査研究が行われていた。そして、塩湖ごとに化学組成がかなり異なっていることが明らかにさ

れている。オーストラリアの西南部の湖を中心に研究をしていた Williams はタスマニアの内陸湖の pH、アルカリ度、total dissolved solids (TDS) と Ca^{2+} 、 Mg^{2+} の濃度を調べ、pH は 6.0~8.0 で、 Ca^{2+} 濃度も 10ppm 以下の湖が多いことを明らかにした(Williams, 1964)。また、Williams (1966) は、オーストラリアの内陸湖で TDS と電気伝導度 (EC) に非常に高い相関があることを明らかにし、これまでに水質調査の 1 項目として測定されていた TDS と、塩湖の分類に重要な EC との関係性を求めた。Williams & Buckney (1976) はオーストラリアの南西部と北部の内陸湖の化学組成を調査し、塩湖の化学的性質を報告した。その後、Geddes ら (1981) は西オーストラリアの化学組成と動物プランクトンを調査した。そして、化学組成は Williams らが調査した南西部とは異なっていることを明らかにし、さらに、オーストラリアの塩湖を詳しく調査する必要があることを示した。

カナダの塩湖では、1944 年に Rawson & Moore が、初めて研究を行ったが、本格的な研究は、Hammer が塩湖の化学組成について報告した (Hammer & Hayes, 1978, Hammer, 1978)。さらに、彼は藻類の記載 (Hammer, *et al.*, 1983) や、塩湖での 2 次生産についての報告し (Parker & Hammer, 1983, Swift & Hammer, 1979)、これまで研究されていなかったカナダの塩湖の水質や生物相を明らかにした。

アメリカではネバダのピラミッド湖で Goldman (1960) が 1 次生産と水質との関係について研究を行なった。近年では、Reuter ら (1993) が、ピラミッド湖の栄養塩の季節変動を調査し、人為的な影響による湖の富栄養化を指摘している。

一方、アラル海とバルハシ湖の研究は 19 世紀に領土がロシアに

併合されてからのことであるから他の大陸の塩湖と比べて古くから始まったといえよう。アラル海の科学的な研究の創始者である L.S.Bergom は 1908 年にアラル海の歴史、水文、化学、動物相、植物相の組成と起源に関する著書を著した (Mamedov, 1991)。近年では Zhakovshchikoy (1981) がアラル海の湖底堆積物中の珪藻化石の垂直変化を調べた。バルハシ湖では Tarasov (1961) が全域 172 点で水質調査を行い、イオンの濃度分布を調べた。そして、市街地からの生活排水が湖を汚染している可能性を示唆した。Abrosoy (1973) はバルハシ湖の魚類等の生物相を調査し、Akhmetova (1984) はバルハシ湖の珪藻を調査した。その後、Sevastjanov ら(1991)によって、中央アジアの塩湖のこれまでの学術研究の成果がまとめられた。しかし、これらの研究は他国の科学者にほとんど引用されていない。

その中央アジアの乾燥地にあるアラル海は、かつて湖面積が世界第 4 位の湖であり、漁業が盛んに行われ、海運にも利用されていた。しかし、旧ソビエト連邦時代の 1950 年代以降にアラル海の集水域で綿花栽培を中心とした大規模灌漑農業行われるようになった。その結果、河川からの流入量が減少し、湖面積の縮小と塩分の上昇を招いた。Micklin (1988) は Science 誌に、「それによって、かつての湖底は干上がり塩砂漠となった。その塩類、農薬等が周辺地域に飛来し、住民の健康や農作物に被害を与えている」と報告し、アラル海的环境破壊が、世界的に知られるようになった。しかし、この報告の基礎となる科学的な調査結果は示されていない。

アラル海に流入する河川水を灌漑用水に利用しようという考えは、1908 年にすでに、存在した。A.I.Voeikov は、「何故、水を有効利用して人間に必要な植物の成長を促すことをせず、アラル海から蒸

発させなければならないのか？人工灌漑を拡大すれば、広原の草木、庭園そして菜園からの水の蒸発は増える一方、アラル海に残る水は減少し規模は縮小するであろう。ゆえに、アラル海が縮小し平衡を保つことはある程度、流域で農業が成功を収めていることを示す指標となる。遠い未来、水利工学や農業での望ましき成功の暁に、我々は降水量の少ない年にアラル海流域の水全てを人工灌漑に利用すべきであろう。また降水量の多い年には、この湖は過剰水の放流に一役果たすに違いない」と明言した（Mamedov, 1991）。

このように、すでに 20 世紀初頭にアラル海を消滅させても、砂漠を緑化し大規模灌漑農業を行おうとする考えが存在した。そしてゴールドマン（1973）が示しているように、旧ソビエト政府は、アラル海の縮小によって生じる漁獲高の減少等による損害は、4000 万から 6000 万ルーブルにしかすぎず、逆に大規模灌漑農業によって得る利益は、80 億から 140 億ルーブルに達すると予測した。この結果から、A.I.Voeikov と同じように、アラル海を消滅させても、灌漑農業によって得る利益の方が多いと考え、砂漠の農地化を進めた。

その後も大規模灌漑農地が拡大され、1985 年には、1950 年代の約 3 倍の灌漑面積となった（Mamedov, 1991）。その結果、1984 年にはソ連邦は綿花の生産量が世界第 3 位になり、そのうち中央アジアでの生産量が 95% を占めていた（Pryde, 1991）。1960 年代にはアラル海集水域だけではなく、バルハシ湖の集水域でも大規模灌漑農業が行われるようになった。

旧ソビエト連邦時代の大規模灌漑農業の計画時には、湖沼の環境を保全することは考慮されず、生産性の向上のみに重点を置いて、砂漠の農地化を進めた。その結果、年間 5 万トン近くあったアラル

海の漁獲量は、減少し続けた。さらに、現実には予想していたよりも早くアラル海は縮小し始めた（Mamedov, 1991）。そしてさまざまな環境問題が起こり、ソビエト連邦の研究者たちは、アラル海の縮小を問題にしはじめた。Lapkin & Rakhimov（1979）は、アラル海が縮小したにより、1.気候の変化、2.デルタや河川の氾濫源の砂漠化、3.土壌の塩類化、4.牧草の生産量の減少がおこったとして、問題提起している。一方、Babaev（1979）は、アラル海の縮小はアムダリアとシルダリアの河川水の過剰な使用が原因であり、これを阻止するために、砂漠地に運河をつくりシベリアの河川から水を運んでくるべきである、と述べている。この考えは、Borovskiy（1979）の論文にも書かれている。1988年に論文を書いた Micklin でさえも、対応策の1つとして支持していることは、この考えが、当時のソビエト連邦の主流をなしていたのであろう。このような、アラル海における「自然大改造計画」の破綻を、シベリアの河川から水を運んでくるというさらに壮大な自然改造によって修復しようとするソビエト連邦の国家対策には、根本に環境は人間がコントロールしうるもので、保全すべきものであるという考えはなかったといえる。

その後、Chernenko（1989）は、アラル海の東側にダムを建設し、大アラル海の東側を西側から切り放し、西側だけの小さな湖にすることによって、アラル海の塩分上昇をくい止める必要がある。もし、このままの状態で放置するなら、この地域の生態は、回復できないであると警告している。しかし、実際には東側は非常に遠浅で、水深の浅い地域で、ダムを築くような地形ではなく、1989年にはすでに、東側はかなり湖岸線が後退していた。このような、アラル海の回復の計画を立案しているのはモスクワかレニングラードの

科学者で、現地の実状を充分把握していなかったと考えられる。そして、良い解決策が見いだせないまま、ソビエト連邦は崩壊し、アラル海集水域を構成するキルギスタン、タジキスタン、ウズベキスタン、カザフスタン、トルクメニスタンは独立した。これらの国家は、現在もアムダリア、シルダリアの河川水を用いて大規模灌漑農業を行っている。アラル海の回復のためにこれらの国家で、農業を放棄することは農民の生活保護の観点からみて困難である。また上流域のキルギスタン、タジキスタン、トルクメニスタンでは、自国内に問題がおよばないため、できれば問題を先送りにしたいと考えている。このようにアラル海問題は国際問題となり、解決への道はさらに複雑になっている。

一方で、アラル海の環境破壊は、Micklin(1988)の報告以来、地球的規模での環境汚染として世界的な問題となっており、アラル海を回復させる必要性が叫ばれている。しかし、旧ソビエト連邦時代の科学アカデミーが行っていたアラル海の研究は、湖底堆積物の化石や化学的分析と水量などの水文学的分析が中心である(Mamedov *et al.*, 1991)。そして、アラル海の現状を把握するための、水質や生物相の分布、農薬汚染の状況などの科学的な基礎調査の研究報告はない。

一方、カザフスタン共和国の東部にあるバルハシ湖の集水域でも、アラル海と同様、1960年代より大規模灌漑農業が行われている。また、1956年、イリ川には発電用のダム湖である、カプチャガイ湖が建設された。しかし、バルハシ湖では、アラル海のように、湖面積は縮小していないし、塩分も上昇していない。そこで、1992年度より4度にわたり、湖面積が縮小し、塩分が急激に上昇したアラル海と、アラル海同様にその集水域で大規模灌漑農業が営まれている

が、塩分が上昇していないバルハシ湖で、大規模灌漑農業が内陸閉鎖湖の水質、生物相に与えた影響について調査した。本論文では、バルハシ湖の現状と比較することによりアラル海の塩分急上昇のメカニズムならびにそれが生物に与えた影響を明らかにする。

第2章．アラル海とバルハシ湖の概況

2.1. アラル海の概況

アラル海が海と呼ばれる由縁は、その規模の大きさにある。この海は実際は海ではなく、年降水量が 200mm 以下の乾燥地にある流出河川をもたない内陸閉鎖湖である。流入河川は、東方より流入するシルダリアと、南方から流入するアムダリアがある（Fig.2-1）。これらは、ヒンドークシ、パミール高原の雪氷域を水源としている。シルダリアは、中国、キルギスタン、タジキスタン、ウズベキスタン、カザフスタンを流れ、アラル海へと流入している。一方のアムダリアは、アフガニスタン、タジキスタン、ウズベキスタン、トルクメニスタン、ウズベキスタンを流れ、アラル海へと流入している。アラル海周辺の年平均気温は 9.4 度、温暖期（4～10 月）の平均が 17.9 度、寒冷期（11～3 月）の平均が -2.6 度、年平均降水量は 118mm である（Mamedov, 1991）。

内陸閉鎖湖は、河川がそこで終了するような形状の盆地に流入し、その河川からの流入量が蒸発量、地下水への流出量よりも多くなければ形成されない。アラル海が現在のような大きな湖になったのは、約 1000 年前にアムダリアとシルダリアが流入するようになってからである。1960 年までの 300～400 年間、アラル海の大きさに大きな変化はなく、湖面積が世界第 4 位の湖であった。1960 年の湖面積は 68,000km²、水容量 1,090km³、塩分 10.4 であった。（Kvasov, 1991）。

アラル海の科学的な研究は 1908 年の L.S.Bergom に始まる。彼はアラルの歴史、水文、化学、動物相と植物相の組成と起源を調査

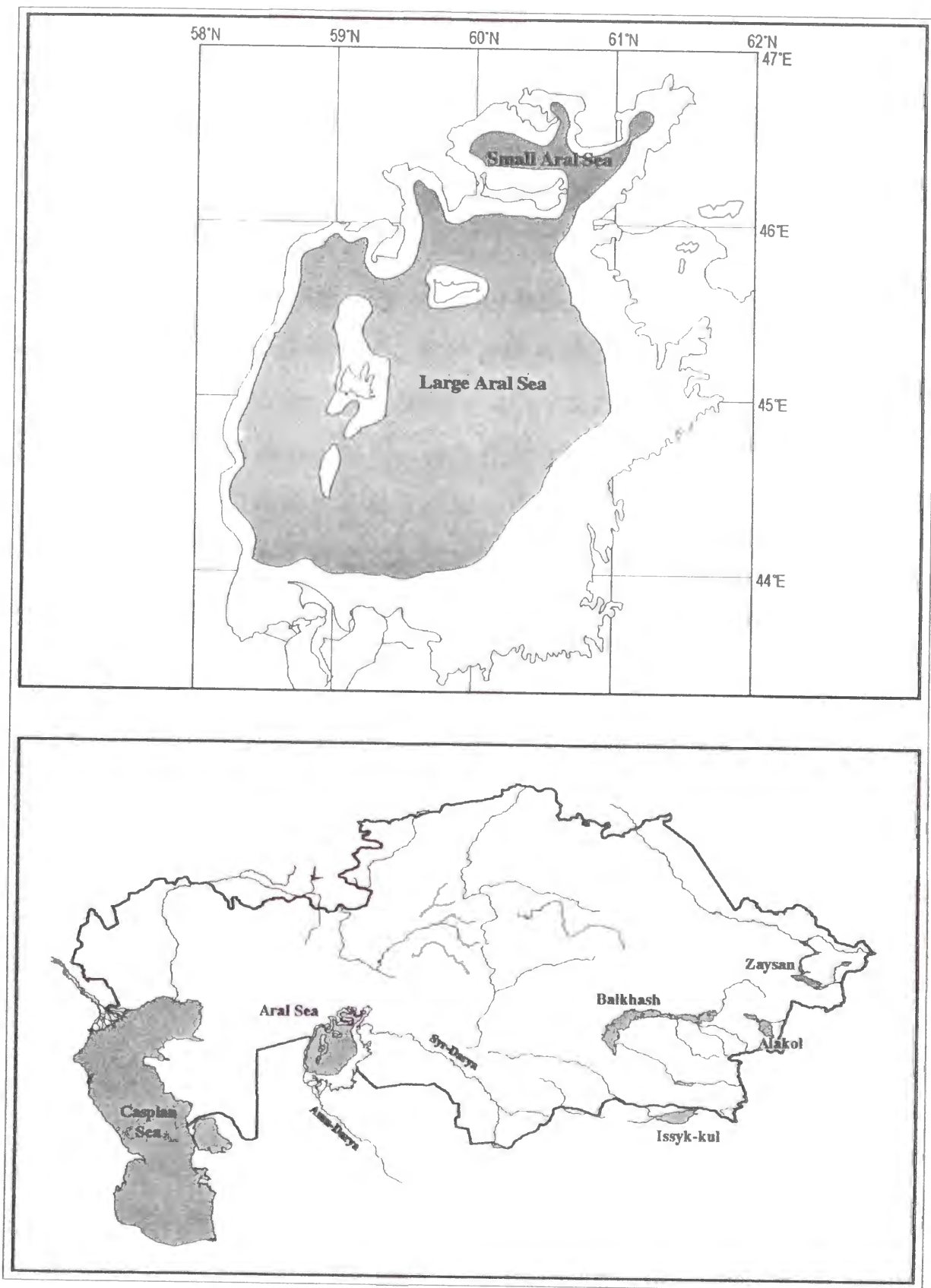


Fig. 2-1. Map of the Aral Sea and Kazakhstan
light shaded area in the Aral Sea before shrinking
and dark shaded area in 1988

した。そして、動植物相は安定し、アラル海周辺地域の砂漠化の拡大は起こっていないと結論づけた (Kvasov, 1991)。Mamedov (1991) は、地質学的研究や古生物学的研究からアラル海の古気候の復元を試み、後期更新世のパスケヴィチ時代には、アラル海周辺の年平均気温は -1.2 度、温暖期(4~10月)の平均が 3.5 度、寒冷期(11~3月)の平均が -7.7 度、年平均降水量は 40mm であったとしている。また、Mamedov (1991) は、アムダリア、シルダリアの下流域には、沖積期の湖沼性、海洋性の化学的堆積物と沖積湖・沖積デルタその他の堆積物の混合起源の堆積物が厚さ数mにも及び広範囲に分布していることを示している。Zhakovshchikoy (1981) はアラル海の湖底堆積物中の珪藻化石を属単位で同定し、垂直分布を調べて淡水種、汽水種、海水種に分類し、湖水の塩分の変遷の議論をしているが、珪藻は同属内に淡水種、汽水種、海水種が存在するので、この珪藻種による湖水の塩分の変遷の議論には問題が多い。

1950年代よりアラル海の集水域では、旧ソ連邦の国策のもと、アムダリアとシルダリアの水を用いて、綿花を主とした大規模灌漑農業が営まれるようになった。その結果、1960年代よりアラル海は縮小し始め、1970年代から水位は著しく低下した。逆に、塩分は1970年代より著しく上昇し始めた (Fig.2-2)。1970年代半ばまでは、人為的な取水による水位低下を、シルダリア、アムダリアデルタ地域の地下水から補っていた。デルタ地帯の砂漠化が進行するにつれ、流入に対する蒸発の超過量以上に、アラル海の容積は縮小し始めた。これらは、元の湖底からの地下水の蒸発や、湖岸線が後退したために、地下水の流入域がアラル海外になってしまった結果であると考えられる。また、60年代以降平坦で排水の悪い沖積平野を灌漑し始めたために、水消費が増大した。さらに、トルクメニスタンではカ

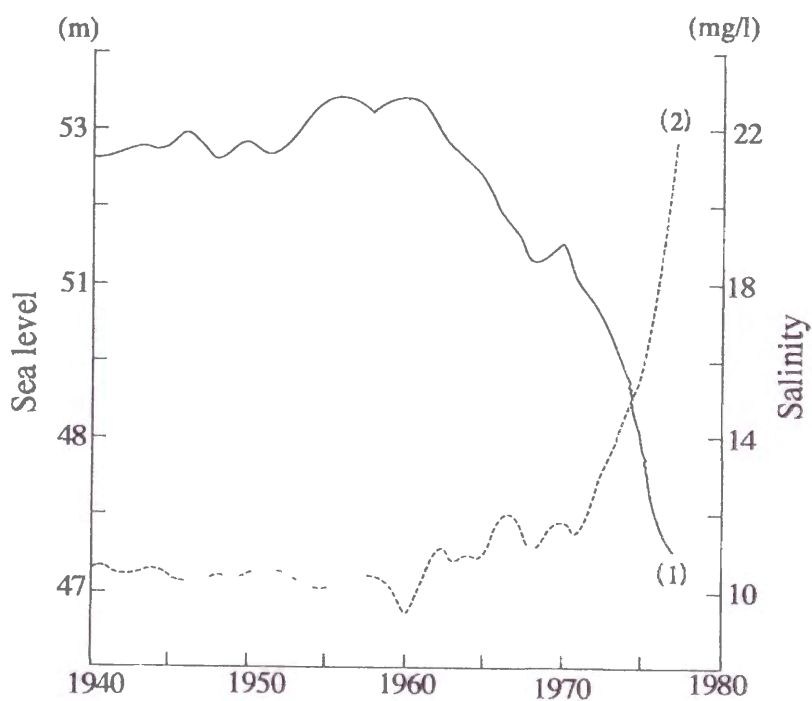


Fig.2-2. Changes in waterlevel (1) and mineral content (2) of Aral Sea for the period 1940-77. (Borovski, 1978)

ラ・クム運河を造り、アムダリアの河川水を取水して、灌漑農地を増やした。この運河の水は再びアムダリアへ帰ることはなかった。河川水を灌漑水に使用したことで、シルダリア、アムダリアからアラル海への流入量が減少し、アラル海の水位を下げる原因になった (Rubanova & Gorelkin, 1991)。

その結果、1989年には湖面積は 68,000 から 37,330km²、水量は 1090 から 320km³に減少し、塩分は 10.4 から 29.6 に上昇した (Kvasov, 1991)。1949年以降、アラル海の集水域での降水量や気温等の気候の変動はわずかなものにしかすぎなかった (Aleshinskaya, 1991)。したがって、蒸発量に大きな変化がおこったとは考えられず、河川水からの流入量のがアラル海の縮小した原因である。(Kvasov, 1991)。

Micklin (1988) は、さらにその上、かつての湖底が塩砂漠となり、その塩類で農作物の収穫が減少するなど、予想されなかった被害が続出していると報告した。しかし、この論文には、塩砂漠の位置や、飛来した塩類量、農薬の汚染や住民の健康被害の実態調査の結果などの科学的なデータは示されていない。しかし、かつては世界第4位であった湖が、消滅するかもしれないという報告は非常にインパクトがあり、科学的データのないまま、アラル海問題は世界的に有名な複合的な環境汚染として、'Aral Sea Crisis'と呼ばれている。

また、湖面積の減少と反比例して塩分は上昇し、アラル海の漁獲量は激減した。1950年代には5万トン近くあった漁獲量は、1960年代以降減少を始め、1960年代後半には、2万トンを切り、1980年代には、アラル海での漁業はほぼ壊滅状態となった (Pryde, 1991)。我々が調査した1993年、アラル海はシルダリアが流入す

る北部の小アラル海と、アムダリアが流入する南部の大アラル海に分離しており、この2つの湖は幅50メートルほどの小さな水路でつながっているだけであった。そして、小アラル海のシルダリアの河口部付近で、刺し網漁が行われていた。アラル海が縮小したために、小アラル海では非常に浅くなっており、小アラル海の東部では最も深いところでも4mほどであった。このため、大きな漁船では漁をおこなうことができず、漁師は、一人ずつ船外機付のボートに乗り、刺し網漁をおこなっていた。刺し網漁で捕れる魚は、サザン（コイ科の魚）、ラサーチ（ナマズ的一种）スダック（スズキ的一种）などであった。これらは1960年代にはアラル海全域で、捕れていた魚である。しかし、1994年には塩分の低い、小アラル海のシルダリアの河口部のみでしか捕れなくなっていた。小アラル海で漁を行っている漁師は、かつて湖岸にあったカラティリャン村に住み、当時は村から船で漁にでていたが、今では村から20kmも離れた小アラル海の湖岸で、テント生活をしながら漁を行っている。このため、1年のうち、気候のいい5月の1カ月間と8月から9月にかけての2カ月の計3カ月のみしか、小アラル海で漁ができなくなった。一方、大アラル海では漁業はほぼ壊滅した（Pryde, 1991）。

2.2. バルハシ湖の概況

カザフ語で「白い海」を意味するバルハシ湖は、バルハシ・アラコル盆地の最も低い窪地にある。盆地の南部と南西部には、ジュンガル・アラタウ山岳の峰々があり、北部の境界線は不明瞭な部分もあるがアラル・イルティシュ分水嶺の丘陵に沿って走り、東部と北

東部の盆地はチンギスタウ山脈そしてタルバガタイ山地によって区分される。バルハシ湖の南西部は、イリ川の移動デルタによって形成されている。イリ川のデルタは砂質の低地で、まれに砂丘が見られる。

バルハシ湖の全集水域の面積は約 $501,000\text{km}^2$ 、湖面積は $18,200\text{km}^2$ 、湖岸線の長さ $2,383\text{km}$ 、湖岸線の湾曲率 5.1 、最大水深 27m 、平均水深約 6m 、総水量約 106km^3 である。サリエシク半島が、バルハシ湖を東部・西部の2つに分断し、そこはウズナラル海峡で結ばれている。調査時には、西部の水深は中央部で 3m ぐらいと非常に浅く、大型船の航行は不可能であった。東部は、西部より深く、最大水深は 27m である。北方からバルハシ湖に流入している河川はない。南方からはイリ川（表面流入の 78.2% ）、カラタル川（ 15.1% ）そしてレプスィ川（ 5.4% ）が流れ込んでいる（Fig.2-3）。湖の水収支には、河川水の影響が大きい。バルハシ湖には表面流出水がなく、湖に流入する河川水は主に蒸発で失われる。また地下水が湖水へ流入する量は河川水に比べ非常に少ない。沿岸の気候は大陸性で、年間・日間の気温変動が著しい。冬期の天候はシベリア高気圧の影響を受ける。冬季、乾燥した快晴日の気温は $-40\sim-50^{\circ}\text{C}$ に達する。春期の天候は不安定で、寒気団の侵入による降雪やまとまった降水がある。最も暑い7月の平均気温は $20\sim25^{\circ}\text{C}$ である。月平均気温が 0°C を超える温暖期は、年間 $8\sim8.5$ カ月に及ぶ。沿岸の年降水量は約 200mm である。風は年間を通して東風と北東風が主に吹いている（Venus, B.G. & Pozdnyakova, G.V., 1991）。

イリ川は最下流部で、バルハシ湖の最南端に流入するイリ川と、イル川、ナリン川に分かれる。後の2つの流量は少なく、特にナリン川の流量は現在ではほぼ0である。イリ川河口域の水の透明度は低

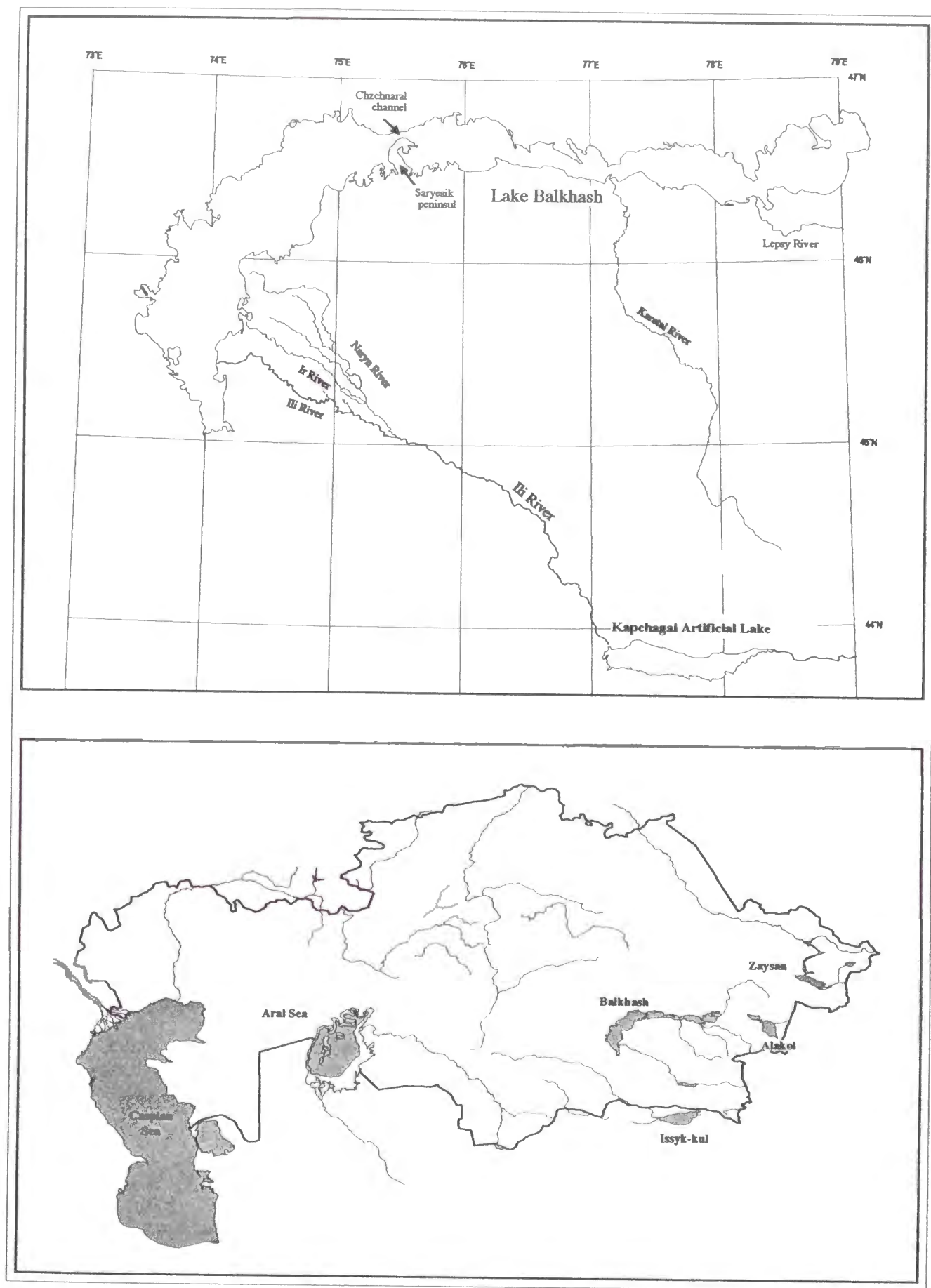


Fig. 2-3. Map of the Lake Balkhash and Kazakhstan

く、湖東部では高い。夏には透明度が最小になり、冬には最大となる。湖水温は7月に最大になるが、風による攪乱のため湖水はほとんど成層しない。バルハシ湖の氷結期は、湖西部では11月後半、湖東部では12月に始まる。解氷は、湖西部では4月前半に始まり、湖東部では8~10日くらい遅れる。この理由は、湖水の塩分が湖西部で低く、湖東部湖東部で高くなっているからである。水域によって湖水の塩分濃度が不均一なのは、河川の流入が南西部湖端に集中していること、水の流出がないこと、湖盆地の形状が細長いことによって説明できる。(Tarasov, 1961)。

バルハシ湖にはアムールハゼ、チェバーク(コイ科)、マリンカ(コイ科)、ベルシ(パーチ科)、ブリーム(コイ科)、ナマズ、ジェレフ(コイ科)、コイ、デース(コイ科)、スズキ、シプ(チョウザメの一種)などが生息している。年によっては総漁獲量が19,000トンに達したこともある(Venus, B.G. and Pozdnyakova, G.V., 1991)。これらの魚種のいくつかは1920年代より後に湖に人工的に導入された魚種である。湖の岸边沿いには、ヨシ、アブラガヤ、ガマ、スゲなどの茂みが続いている。この地域に植生する水生植物は、エビモ、ウルト、タヌキモ、パルダ、シャジクモ類である。ヨシの群落は、イリ川デルタだけで14万ha以上を占め、毎年100万トンにもおよぶ乾草を生み出している(Venus, B.G. and Pozdnyakova, G.V., 1991)。

Khrustalev & Chernousov (1991)は、バルハシ湖の湖底堆積物は、おもに石英、長石、加水雲母、緑泥石、炭酸塩岩からできているが、その含有量は著しく変動していること、そして、アラレ石が存在することを明らかにしている。

1960年代よりバルハシ湖の集水域でも大規模灌漑農業が営まれ

るようになったが、アラル海集水域での綿花栽培とは異なり、水田、麦、牧草の一種のアルファルファの輪作が中心である。バルハシ湖では、アラル海のような環境破壊は起こっていないが、西湖の北岸にあるバルハシ市からの生活排水による湖水の悪化が懸念されている(Verzillin *et al.*, 1991)。

第3章. バルハシ湖の除塩機構

3.1.はじめに

内陸閉鎖湖は流入河川はあるが流出河川はない。そのため、河川によって運び込まれた塩類はすべて湖に集積する。しかし、一般に内陸閉鎖湖の塩分は一定に保たれている。このためには、湖水中から塩類が除去されなければならない。この除塩のメカニズムはどのようなものであろうか。中央アジアのカザフスタン共和国にある内陸閉鎖湖のバルハシ湖と、その流入河川のイリ川で調査を行い、バルハシ湖における除塩機構について検討した。

1950年代からバルハシ湖-イリ川水系で主に以下の2つの人為的な変化があった。1つはバルハシ湖の流入河川の上流部に1956年からカプチャガイ人造湖が建設された(Fig.3-1)。また1960年代よりバルハシ湖の集水域、おもにイリ川の河川水を利用した大規模灌漑農業が始められた。現在のところ湖面積、水位などに顕著な変化は起こっていない。しかし、湖水中の塩類の増大、栄養塩の低下が、魚類の生産性と成長とに悪影響をもたらすのではないかの指摘はある(Verzilin et al., 1991)。そこでカプチャガイ湖建設開始の年の1956年に行われたバルハシ湖の水質調査(Tarasov, 1961)と今回の結果を比較し、その後の人為的環境変化がイリ川とバルハシ湖にあたえた影響についても検討した。

3.2. 試料と方法

3.2.1. 調査地と試料

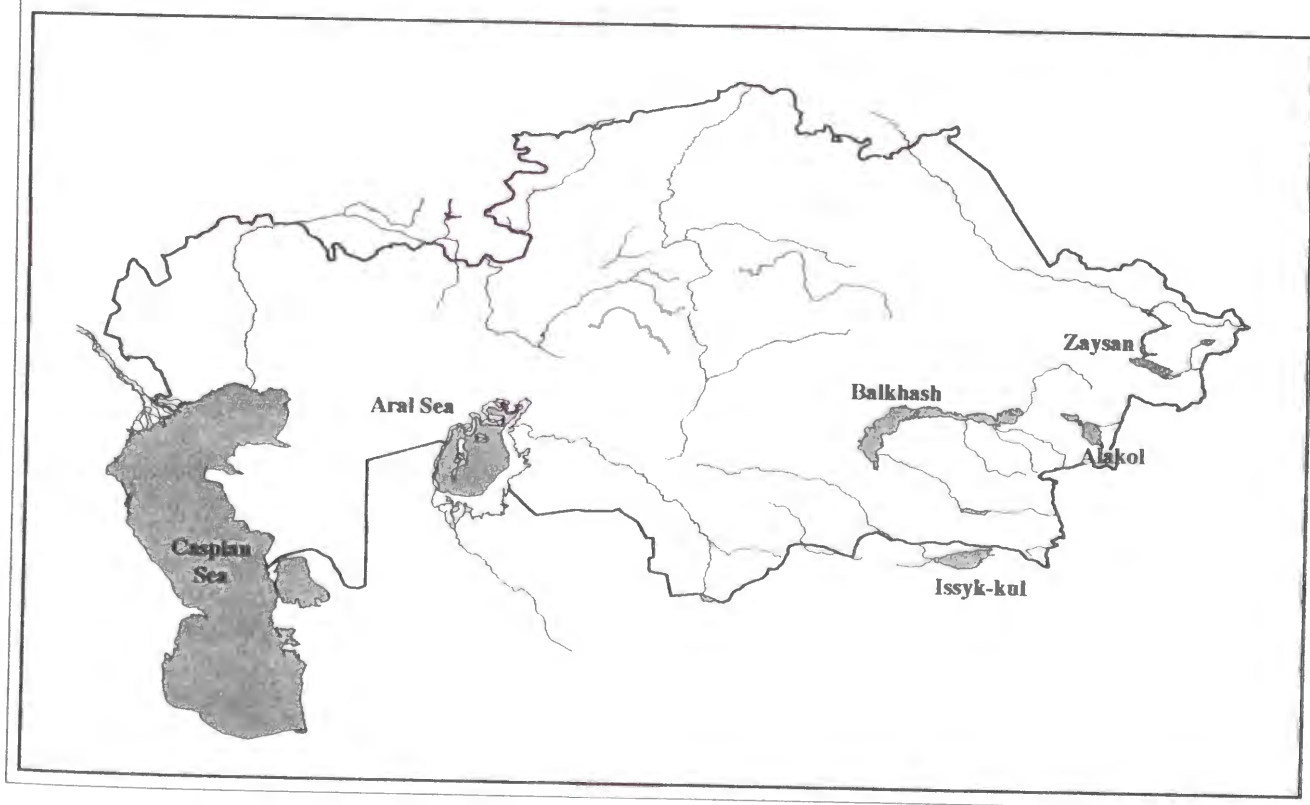
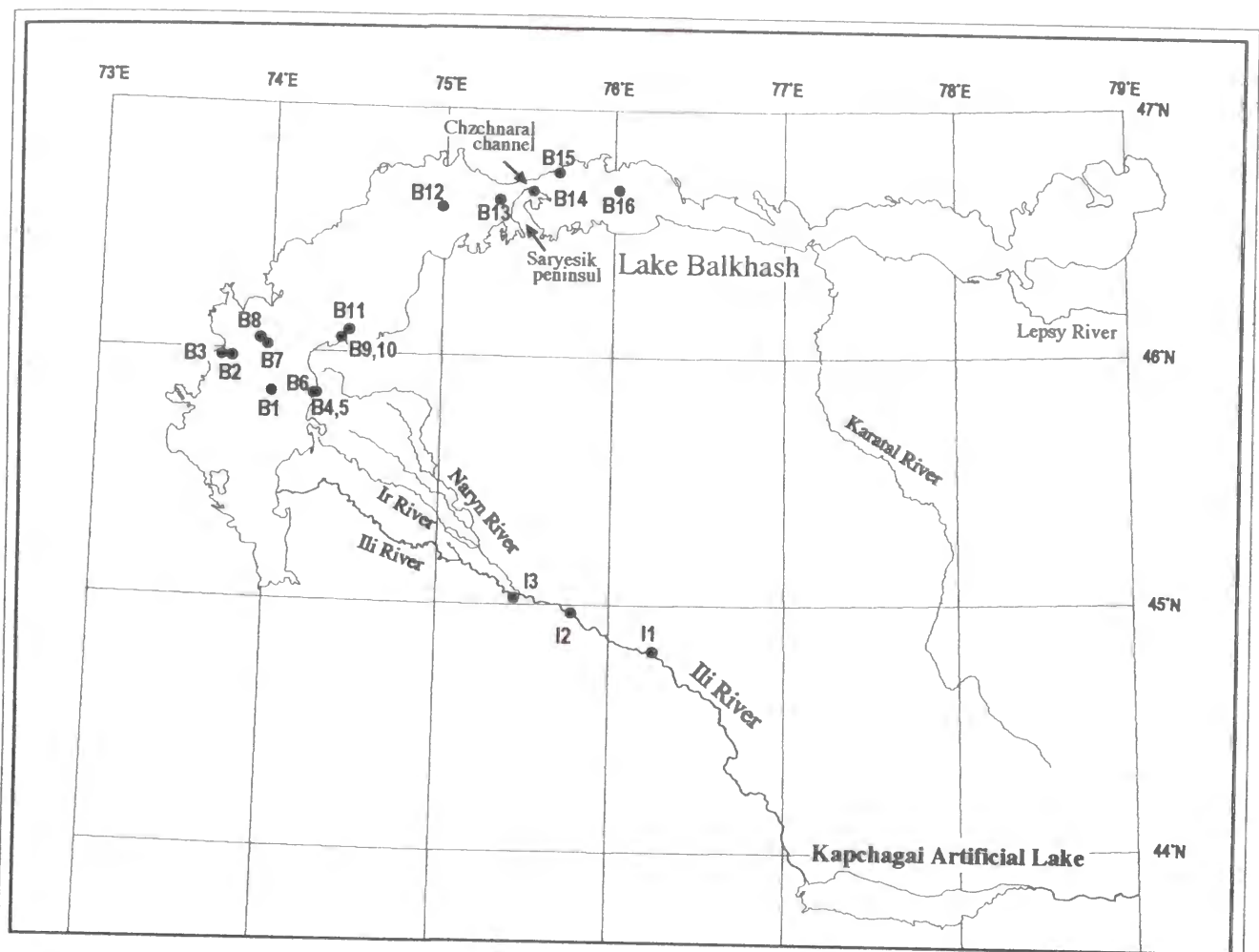


Fig. 3-1. Sampling site in the Lake Balkhash and Ili River

1993年5月にイリ川で、8月にはバルハシ湖西部で調査を行い、それぞれ、3地点および16地点で試料を採取した（Fig. 3-1）。イリ川の試料採取はすべてその本流で行った。バルハシ湖の今回の採取地点より南部は非常に浅く、調査船が航行できないため、湖上から試料採取を行えなかった。B4、B5、B6は、流入量がほとんどないナリン川の南部である。B4、B5、B9、B10は、非常に浅いので沖の調査船からボートで岸に近づき試料を採取した。また、東側は調査日程の都合により試料の採取ができなかった。

B4、B5、B9、B10は、水深が浅いためバケツで静かに表面水を採取し、現地でその水を0.45mmのミリポアフィルターでろ過し、ろ液100mlをイオン分析用試料とした。また、採取した水に過剰のNaClを加えて懸濁物質を沈殿させ、X線回折用試料とした。湖底堆積物のコア試料は、内径5.2cmの円筒管のK.K. コアサンプラーで採取した。B2、B3、B4、B10、B11、B12、B13、B15で採取したコア試料を、表層から10cm深までは1cmごとに、10cmから20cm深までは2cmごとに、20cm以深は5cmごとにスパチュラで切り取った。そして間隙水の蒸発を防ぐため、チャック付きサンプル袋にいれ、堆積物と間隙水の化学組成分析用試料とした。水温、pH、電気伝導度（EC）、溶存酸素量は、試料採取地で携帯用多項目水質計（HORIBA U-10）を用い測定した。採取地点の緯度と経度はSONY Portable Global Positioning System (GPS)で測定した。

3.2.2. 分析方法

3.2.2.1. 湖水の化学分析

採取試料のろ液を 10 、 10^2 、 10^3 倍希釈し以下の定量に供した。ただし、アルカリ度については希釈せずに原水のまま用いた。TDS (Total Dissolved Solids) はこれらのイオン濃度の合計から求めた。

『 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} の定量』

定量には市販の原子吸光用標準試料（（株）和光純薬工業）を用い、原子吸光光度計 Shimadzu AA660 でそれぞれのイオン濃度を求めた。

『 SO_4^{2-} の定量』

SO_4^{2-} 濃度は硫酸バリウム比濁法により定量した（日本分析化学会北海道支部編、1981）。

1. 希釈水 10ml をとり、さらに水を加えて 40ml とした。
2. 1 M HCl 1ml と、塩化バリウム－ゼラチン溶液 4ml を加え、水で全量を 50ml とし、ただちによく振り混ぜた。
3. 15 分間静置後、石英セルに移し、660nm の波長の吸光度を測定した（Shimadzu UV1200）。
4. イオンクロマト用標準試料には市販品（（株）和光純薬工業）を用い、5～25mg/l に調製した。

『 Cl^- の定量』

Cl^- 濃度はチオシアン酸水銀（II）法により定量した（日本分析化学会北海道支部編、1981）。

1. 希釈水 10ml をとり、チオシアン酸水銀溶液 2ml と硫酸鉄(III)アンモニウム溶液 4ml を加え、水で 25ml とし、よく振り混ぜ

た。

2. 10 分間静置後、石英セルに移し、460nm の吸光度を測定した (Shimadzu UV1200)。
3. イオンクロマト用標準試料は市販品 ((株) 和光純薬工業) を用い、1~20mg/l に調製した。

『アルカリ度の定量』

pH=4.3 アルカリ度法でアルカリ度を定量した (日本分析化学会北海道支部編、1981)。

1. ろ液 20ml を三角フラスコにとり、指示薬メチルレッドーブロムクレゾールグリーンを 2~3 滴加えた。
2. ファクター既知の 0.02N H_2SO_4 で滴定し、溶液が灰紫色になる点をもって終点とした。
3. 滴定に要した H_2SO_4 を溶液 ml 数(a)からアルカリ度を次式により算出した。

$$X = a \times \frac{1000}{20(\text{ml})} \times (\text{滴定標準溶液の濃度}) \times \left(\text{滴定標準溶液のファクター} \right)$$

X : mg 当量/l 表示によるアルカリ度

3.2.2.2.湖底堆積物の化学分析

『試料の調製』

湖底堆積物のコア試料約 10g を取り出し、50℃で 24 時間から 48

時間乾燥後、乳鉢で軽くすりつぶし、肉眼で識別できる貝化石を除去し、以下の分析に供した。元素定量用に約 30mg 精秤後、ポリエチレンフィルムでシールし、熱中性子放射化分析に供した。

『定量用標準試料』

地質調査所で調製された岩石の標準試料 JB-1、JG-1 と、アメリカの NIST (National Institute of Standards & Technology) が調製した Peach Leaves、Citrus Leaves を用いた。

『熱中性子照射と γ 線スペクトロメトリー』

試料中の Na、K、Ca、Mg 濃度の定量には熱中性子放射化分析を用いた。熱中性子の照射は立教大学原子力研究所の原子炉 (TRIGA II 型、出力 100kw) の RSR No.1 (熱中性子束密度 $5.1 \times 10^{11} \text{n/cm}^2 \cdot \text{s}$) および京都大学原子炉実験所の原子炉 KUR (スイミングプール系タンク型、出力 5MW) の圧気輸送管 Pn-3 (熱中性子束密度 $2.3 \times 10^{13} \text{n/cm}^2 \cdot \text{s}$) を用いた。1 カプセルに試料と標準試料を 4~6 個入れた。原子炉の出力が異なるため、立教大学原子炉では 2 分間、京都大学原子炉では 10 秒間熱中性子を照射した。照射後、外側のポリエチレン袋を交換し、5~15 分間冷却後、Ge 半導体検出器 (GEM-30185-P (京大炉)、NAIG 製の IGC1524SD、GEM-35190-P 及び GEM-10175·CFG-SH-GEN.DWR-30 (立教炉)) とマルチチャンネルアナライザー (EG&G、NAIG) を使い、200 秒から 500 秒間放射能を測定した。得られた γ 線スペクトルから、 ^{27}Mg 、 ^{49}Ca を使い Mg、Ca を定量した。さらに 10~50 時間冷却後 500~2000 秒間放射能を測定し、 ^{24}Na 、 ^{42}K を用いて Na、K を定量した。立教大学原子炉での定量には NAIG 製解析ソフトと同所作成のピーク面積解析ソフトを、京都大学原子炉では、SEIKO 製 EG&G 解析ソ

フトを使用した。

3.2.2.3. 間隙水の化学分析

湖底堆積物の間隙水の各種イオン濃度測定には、B2のコア試料約5gを、遠心式少量限外ろ過チューブ（ミリポア製ウルトラフリーC3-GV）にいれ、遠心分離器（国産遠心機社、HG1500）で、分離し、間隙水を取り出した。得られた間隙水を10～1000倍に希釈し、間隙水中の Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度測定用の試料とした。定量には、高速液体イオンクロマトグラフ（Shimadzu SCL-10A）を用いた。カチオンには原子吸光用の、アニオンにはイオンクロマト用の標準試料（（株）和光純薬工業）を用いた。アルカリ度は試料が少量のため測定できなかった。

3.2.2.4. 懸濁物質中の鉱物の同定

湖水を塩析して得た懸濁物質中の鉱物種の同定のため以下の操作を行った。懸濁物質を10分間、3000回転で遠心分離を行った（国産遠心機社、HG-1500）。分離後、うわずみ液を捨て、蒸留水を加え、10分間、3000回転で再び遠心分離を行った。この操作を5回繰り返し懸濁物質からNaClを除去した。5回目のうわずみ液を捨て、二酸化炭素の反応がしなくなるまで過酸化水素水を加え、有機物を完全に分解させた。その後、うわずみ液を捨て、再び蒸留水を加え、10分間、3000回転で遠心分離を行った。この作業を3回繰り返したのち、試料の一部をプレパラートのせ、常温で乾燥後X線回折用試料とした。X線回折装置はRigaku RAD-2RSを用いた。電圧30kV、電流20mA、スキャンスピード $4.0^\circ/\text{min}$ 、 $3^\circ \sim 60^\circ$ で測定した。波長のスムージングにはRigaku RAD-2RSに附属の解析ソ

フト RINT を用いた。鉍物種の同定は、Jackson(1956)と和田(1966)に従った。

3.3. 結果

3.3.1. イリ川とバルハシ湖の水質

試料採取地点の緯度・経度および水深、透明度、水温、pH、電気伝導度 (EC)、溶存酸素量 (DO) を Table 3-1. に示す。

イリ川の 3 地点では、pH は 8.43~8.56 であった。バルハシ湖の pH は 8.43~9.30 で、B6 を除きイリ川より高くなっていた。

バルハシ湖内の、pH は B6 で最も低く、B10 で最も高くなっていた。B1~B8 では 8.90 以下で今回の採取地点の中では低かった。B9~B11 では 9.01~9.12 とアルカリ側にかたよっていた。湖の中央部の B12~B16 では 8.90~9.00 であった。

イリ川の EC (mS/cm) は、0.55~0.56 と 3 地点でほぼ一定の値を示した。バルハシ湖では、1.92~4.97 でイリ川よりも高かった。バルハシ湖内では、EC は湖の南西部の B2、B3、B7、B8 で 1.99~2.11 と低く、東部になるほど高くなり、ウズナラル海峡の東側の B16 で 4.97 と最も高かった。

湖南部は 2 人乗りのボートでも底がつくほど非常に浅く、エメラルドグリーンのシルト質な湖水であった。透明度は湖の南部で非常に低く、40cm 以下であった。そして、東に向かうにつれ高くなる傾向を示し、B16 で 1.5 m と最も高くなっていた。

イリ川の溶存酸素量 (mg/cm³) は 9.20~10.25、バルハシ湖は 5.80~9.50 であり、バルハシ湖の B4 の 9.50 をのぞくと、イリ川で

Table 3-1. Water quality in the Lake Balkhash and Ili River

Sampling site	Latitude	Longitude	Depth (m)	Transparency (m)	Temperature (°C)	pH	EC (mS/cm)	DO (mg/cm ³)
I1	N44° 48' 42.0"	E76° 15' 04.8"	-	-	17.9	8.40	0.56	9.20
I2	N44° 58' 03.4"	E75° 46' 59.6"	-	-	10.9	8.43	0.55	10.25
I3	N45° 01' 34.3"	E75° 27' 12.8"	-	-	10.5	8.56	0.55	9.95
B1	N45° 50'	E74° 01'	1.7	0.25	21.2	8.82	2.26	7.70
B2	N45° 58' 10.8"	E73° 46' 51.6"	5.8	0.25	21.8	8.81	1.92	6.50
B3	N45° 58' 14.4"	E73° 43' 15.4"	3.9	0.30	21.9	8.84	1.92	7.20
B4	N45° 49' 55.8"	E74° 16' 43.8"	0.3	0.30 <	19.1	8.78	3.44	9.50
B5	N45° 49' 55.8"	E74° 16' 43.8"	-	-	19.7	8.73	3.40	8.27
B6	N45° 49' 49.5"	E74° 15' 41.7"	1.8	0.40	20.4	8.43	3.40	8.15
B7	N46° 01' 13.6"	E73° 59' 11.7"	1.8	0.25	21.4	8.80	2.11	8.56
B8	N46° 02' 43.6"	E73° 56' 33.3"	5.8	0.30	22.3	8.83	1.99	7.00
B9	N46° 03' 26.0"	E74° 24' 54.4"	0.4	0.40 <	21.7	9.12	3.59	7.40
B10	N46° 03' 26.0"	E74° 24' 54.4"		-	22.0	9.30	3.58	7.71
B11	N46° 05' 25.2"	E74° 27' 31.8"	1.7	0.50	21.4	9.01	4.09	5.80
B12	N46° 35' 57.6"	E74° 59' 02.7"	7.0	0.70	21.7	8.99	3.50	-
B13	N46° 37' 53.8"	E75° 19' 18.9"	4.0	0.50	23.6	8.97	3.68	8.70
B14	N46° 46'	E75° 30'	7.0	0.45	23.1	8.99	4.96	7.88
B15	N46° 44' 37.3"	E75° 40' 14.1"	3.0	0.45	22.9	8.98	4.82	8.45
B16	N46° 40' 37.5"	E76° 01' 28.5"	13.6	1.50	21.8	8.90	4.97	6.70

高かった。最も低いのは B11 の 5.80 で、高いのは B4 で 9.50 であった。

イリ川及びバルハシ湖でのイオン濃度と TDS を Table 3-2 に示す。 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、アルカリ度ならびに TDS はイリ川よりバルハシ湖のほうで高く、 Ca^{2+} 濃度はバルハシ湖で低かった。

イリ川の 3 地点では、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、はそれぞれよく似た値を示した。I3 の K^+ は 0.07 で他の 2 点の 0.25、0.21 より低かった。I3 のアルカリ度も 2.1 で他の 2 点の 2.8 より低かった。

バルハシ湖内では、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度ならびにアルカリ度、TDS は B2、B3、B7、B8 で低く、東部ほど高くなり、採取地点の最も東の B16 で最も高くなっていた。EC も同じ傾向を示した。しかし、 Ca^{2+} 濃度は上記のイオンや EC とは逆の傾向を示した。

なお、EC、イオン濃度、アルカリ度、および TDS の値で採取地点をグループ化すると (B2,3)、(B4~6)、(B7,8)、(B9~11)、(B12,13) および (B14~16) になった。このことは、3.4.2. で後述するバルハシ湖の湖水の流れと関係している。

3.3.2. バルハシ湖の湖底堆積物の化学組成

バルハシ湖で除去された塩類は、湖底に堆積すると考えられる。そこで、塩類の除去がどのように行われたかを調べるために堆積物中の塩類濃度の垂直分布を調べた。バルハシ湖で採取した堆積物は、どの地点も貝化石の含有量は非常に少ないことは特筆すべきことで

Table 3-2. Chemical composition of water sample in Ili River and Lake Balkhash

Sampling site	Ca ²⁺ (meq./l)	Mg ²⁺ (meq./l)	Na ⁺ (meq./l)	K ⁺ (meq./l)	SO ₄ ²⁻ (meq./l)	Cl ⁻ (meq./l)	alkalinity (meq./l)	TDS (meq./l)
I1	2.52	3.2	1.5	0.25	2.4	0.9	2.8	418
I2	2.80	3.3	1.5	0.21	2.5	1.0	2.8	436
I3	2.58	3.2	1.4	0.07	2.3	0.9	2.1	374
B1	2.00	9.0	15.6	0.91	13.8	9.2	4.9	1777
B2	2.09	6.8	10.6	0.46	9.7	6.0	4.0	1267
B3	2.01	6.7	10.1	0.54	9.6	6.1	4.1	1257
B4	1.57	11.3	24.4	1.05	18.9	13.8	5.0	2413
B5	1.83	11.8	24.4	1.15	19.0	12.8	5.9	2444
B6	1.91	11.8	22.0	1.08	19.1	12.3	5.8	2370
B7	1.96	7.5	11.7	0.38	11.4	6.9	4.3	1424
B8	1.92	7.1	10.7	0.58	10.0	6.2	4.1	1296
B9	1.76	12.3	25.6	1.40	20.0	13.4	6.2	2574
B10	1.65	12.2	24.7	1.26	19.2	13.5	5.9	2489
B11	1.86	14.1	28.7	1.56	22.5	16.0	6.8	2918
B12	1.95	12.2	24.7	1.37	19.5	12.8	6.4	2519
B13	1.88	12.7	25.6	1.52	19.7	13.1	6.4	2571
B14	1.26	17.8	37.3	2.30	26.9	20.2	8.1	3603
B15	1.36	16.9	37.0	2.22	27.9	19.5	8.1	3605
B16	1.19	16.9	36.8	2.33	27.8	20.4	8.3	3638

ある。

バルハシ湖の湖底堆積物に熱中性子を 10 秒間照射して得られた γ 線スペクトルを Fig. 3-2 に示す。横軸はエネルギー数を縦軸にチャンネル当たりの γ 線のカウンタ数の対数値を示した。このスペクトルから、試料中の Mg、Ca 濃度を求めた。さらに 25 時間冷却すると、 ^{28}Al (半減期 2.31m)、 ^{56}Mn (半減期 2.58h) など半減期の短い核種の放射能が減衰した後の γ 線スペクトルを、Fig. 3-3 に示した。冷却することにより Na、K の濃度を精度よく定量できた。Table 3-3 に分析に用いた核種の核データを示した。

上記の方法によって定量したバルハシ湖の湖底堆積物の Na、K、Mg、Ca 濃度の垂直分布を、10cm 以上のコア試料、B2、B3、B10、B12、の結果 (Fig. 3-4) と、10cm 以下のコア試料、B4、B11、B13、B15 の結果 (Fig. 3-5) に分けて示す。

Fig. 3-4 では、Na 濃度の平均値 (mg/g) は、B2 で 5.2、B3 で 7.2、B10 で 20.0、B12 で 12.3 で、B2 が最も低く、B10 が高かった。B2、B3 は垂直方向での差は小さく、全ての深さで低かった。B10 と B12 は 12cm 深までは、ほぼ一定であるが、14~18cm 深以下では減少した。

K 濃度の平均値 (mg/g) は、B2 で 6.1、B3 で 13.5、B10 で 8.7、B12 で 19.2 であった。B2 は、Na 濃度と同じように垂直方向での差は見られず、全ての深さで低かった。最も濃度の高いのは、Na とは異なり B12 であった。B2、B10 では、濃度レベルが低いのみならず変動幅も小さかった。

Mg 濃度の平均値 (mg/g) は、B2 で 25.4、B3 で 24.7、B10 で 17.1、B12 で 25.4 で、地点による差はあまりなかった。

Ca 濃度の平均値 (mg/g) は、B2 で 209.2、B3 で 195.4、B10

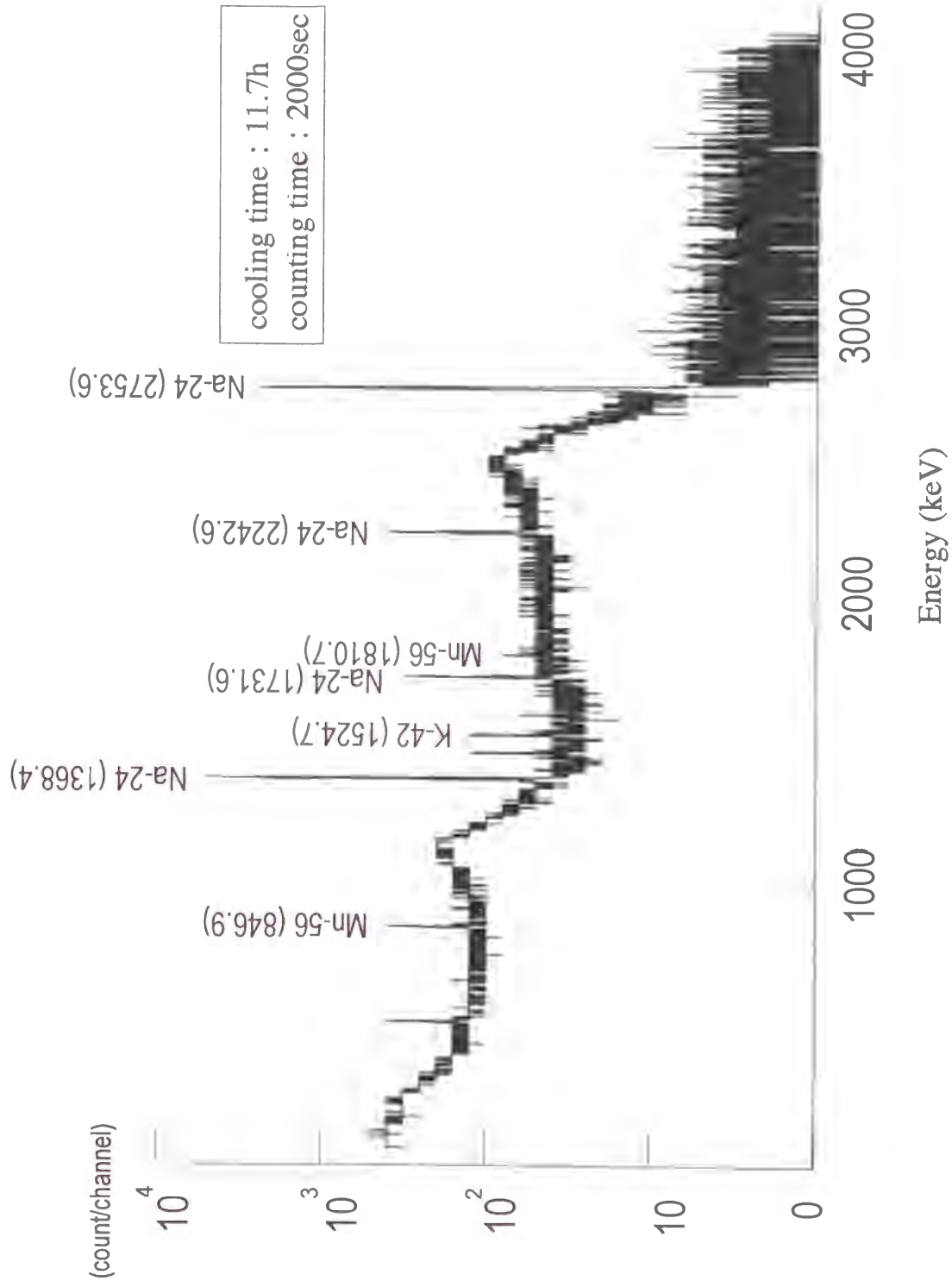


Fig.3-3. γ -ray specutrum of ^{24}Na and ^{42}K of sediment in the Lake Balkhash

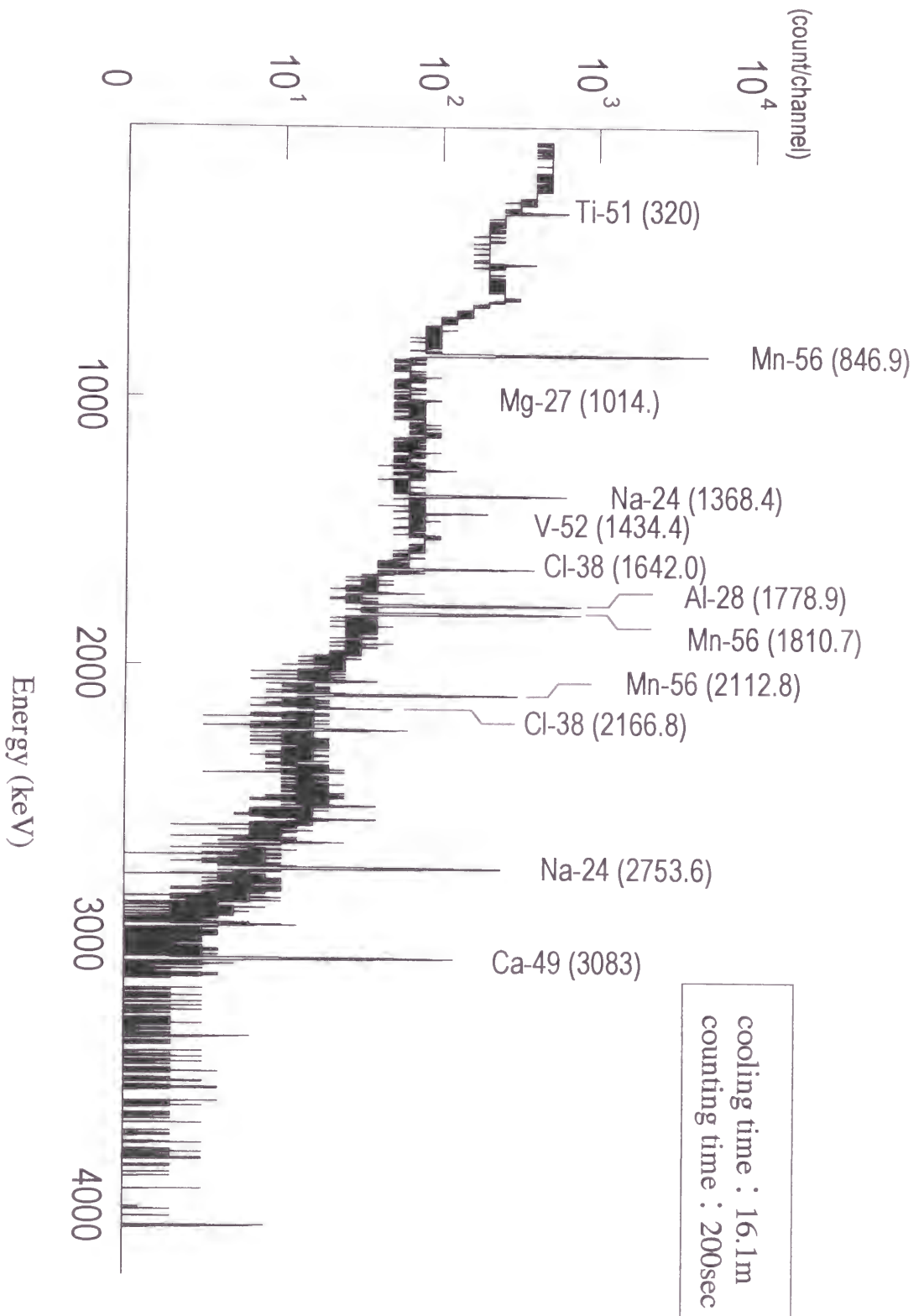


Fig.3-2. γ -ray spectrum of sediment in the Lake Balkhash

Table 3-3. Half-life of radionuclide and γ -ray energy for INAA

(m:minute, h:hour)

Target nuclide	Nuclear reaction	Radio nuclide	Energy(keV)	Harf-life
^{26}Mg	(n , γ)	^{27}Mg	1014.1	9.46m
^{48}Ca	(n , γ)	^{49}Ca	3083	8.72m
^{23}Na	(n , γ)	^{24}Na	1368.4	15.02h
^{41}K	(n , γ)	^{42}K	1524.7	12.36h

Murakami et al.(1982)

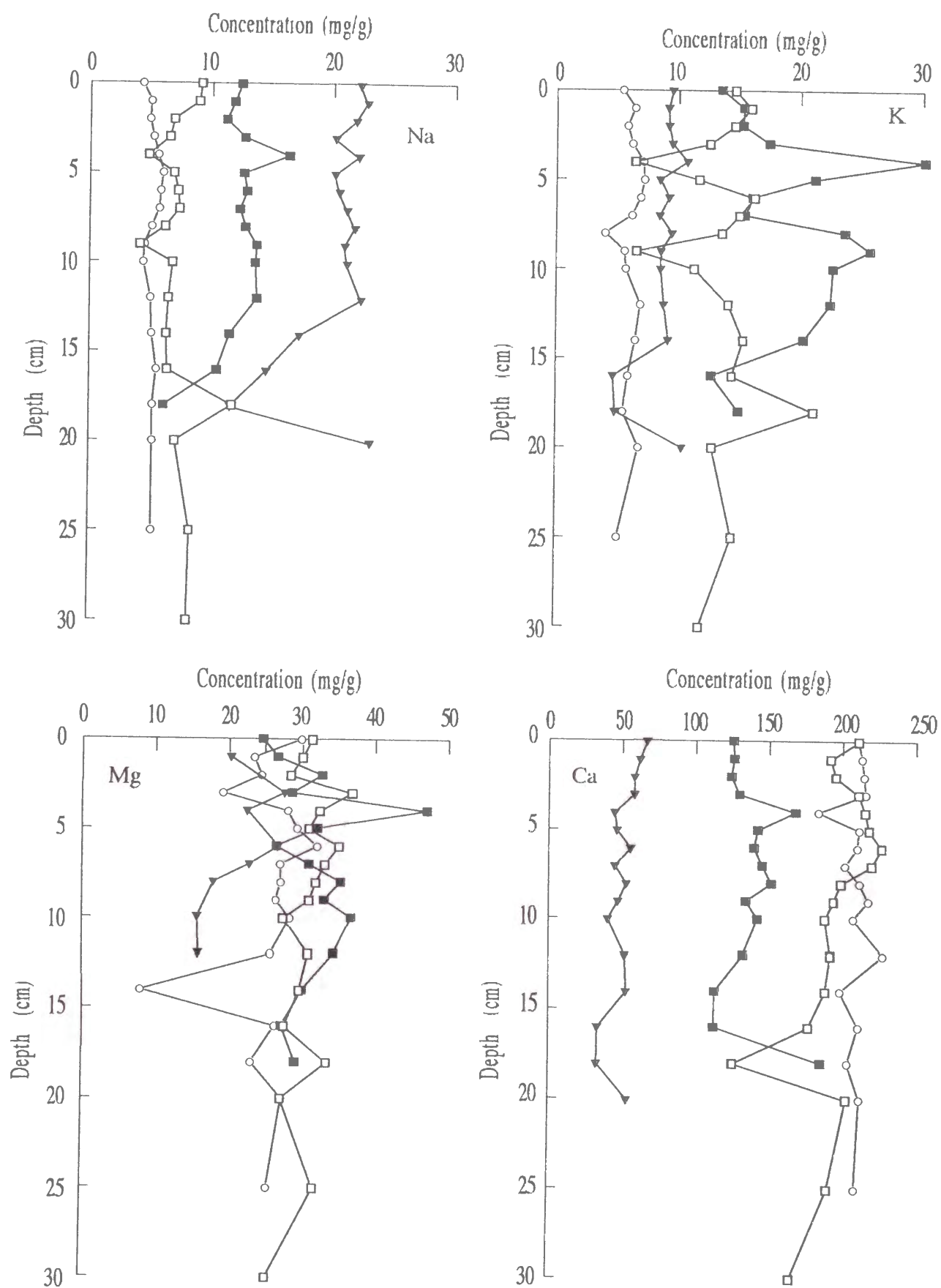


Fig. 3-4. Vertical change of Na, K, Mg, Ca in the sediment of B2, B3, B10 and B12
 Sampling site : B2 : ○ B3 : □ B10 : ▼ B12 : ■

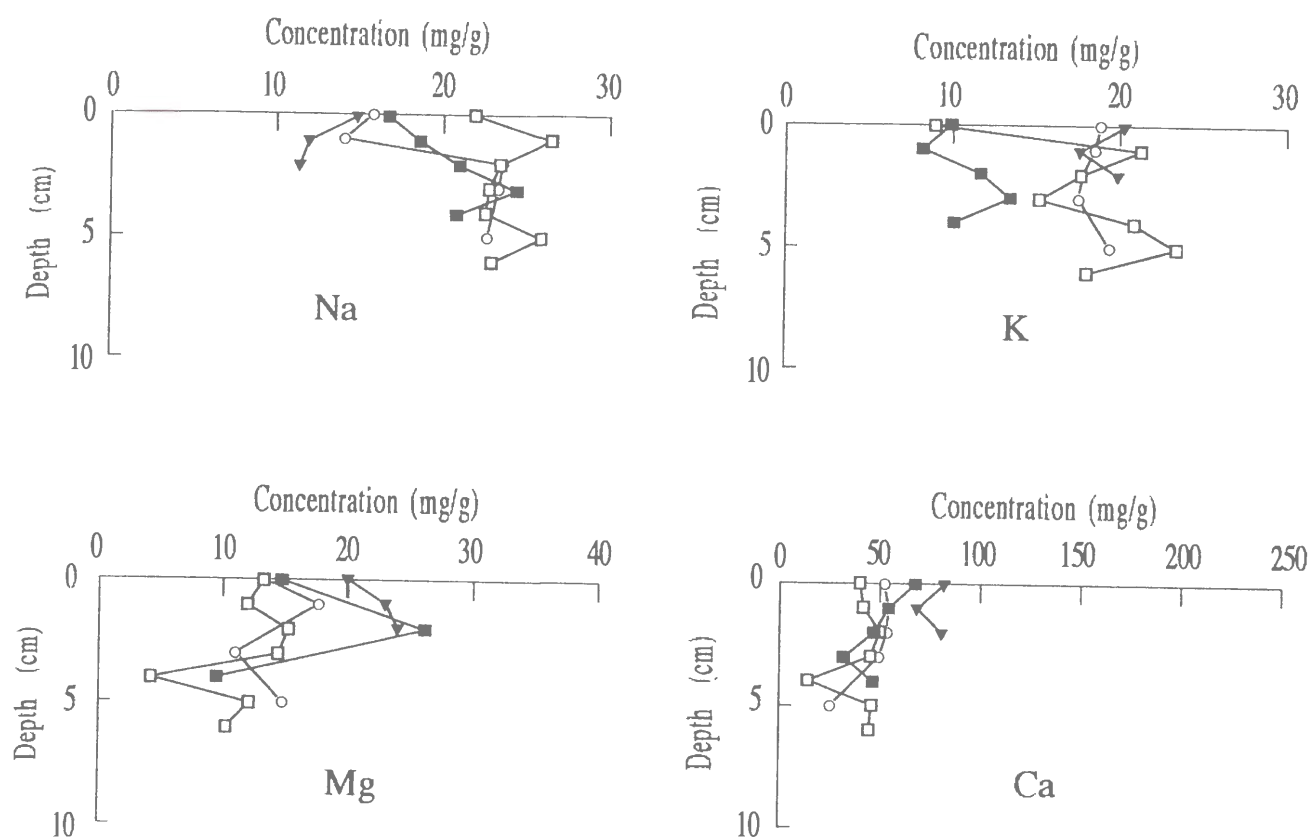


Fig. 3-5. Vertical change of Na, K, Mg, Ca in the sediment of B4, B11, B13 and B15

Sampling site : B4 : \circ B11 : \square B13 : \blacktriangledown B15 : \blacksquare

で 50.3、B12 で 138.0 であった。Ca は、Na とは逆に、B2、B3 の地点で高く、B10、B12 と低くなった。B12 が最も低く、B12、B3、B2 の順で、B12 は B2 の $1/3 \sim 1/4$ であった。

Fig. 3-5 に示したように、4 つの元素の濃度レベルは採取地点によって差異は小さい。各元素の濃度レベルでは明らかに Ca が高いが、Na、K、Mg ではほぼ同じであった。

3.3.3. 湖底堆積物中の間隙水の化学組成

B2 地点の湖底堆積物のコア試料中の間隙水の濃度を Fig. 3-6、Fig. 3-7 に示す。

Na^+ (meq./l) の変動範囲は 11.69~19.93、平均値は 17.33 であった。表層で 11.69 と最も低く、3~4cm 以深で高くなり 8~9cm で 19.96 の最大濃度を示した。9~10cm 以深では濃度は少し低く、10cm 以深ではほぼ 18 であった。

K^+ (meq./l) の変動範囲は、0.67~1.89、平均値が 1.45 であった。垂直方向の濃度分布は Na^+ 濃度とよく似た変動を示したが、変動幅は Na^+ より大きかった。表層で 0.67 と最も低く、深くなると濃度は高くなり、 Na^+ 濃度と同様 8~9cm で 1.89 の最大濃度を示した。その後、減少した後、ほぼ一定の値を示し変化は少なかった。

Mg^{2+} (meq./l) の変動範囲は 9.68~39.63、平均値 29.98 であった。 Na^+ 、 K^+ 濃度と同様に表層で最低値 9.68 meq./l を示し、深くなるにつれ濃度は高くなり、8~9cm で 39.63 meq./l の最大濃度を示した。少し減少した後、ほぼ一定の値であった。

Ca^{2+} (meq./l) は、5.55~31.33、平均値が 20.85 であった。 Ca^{2+}

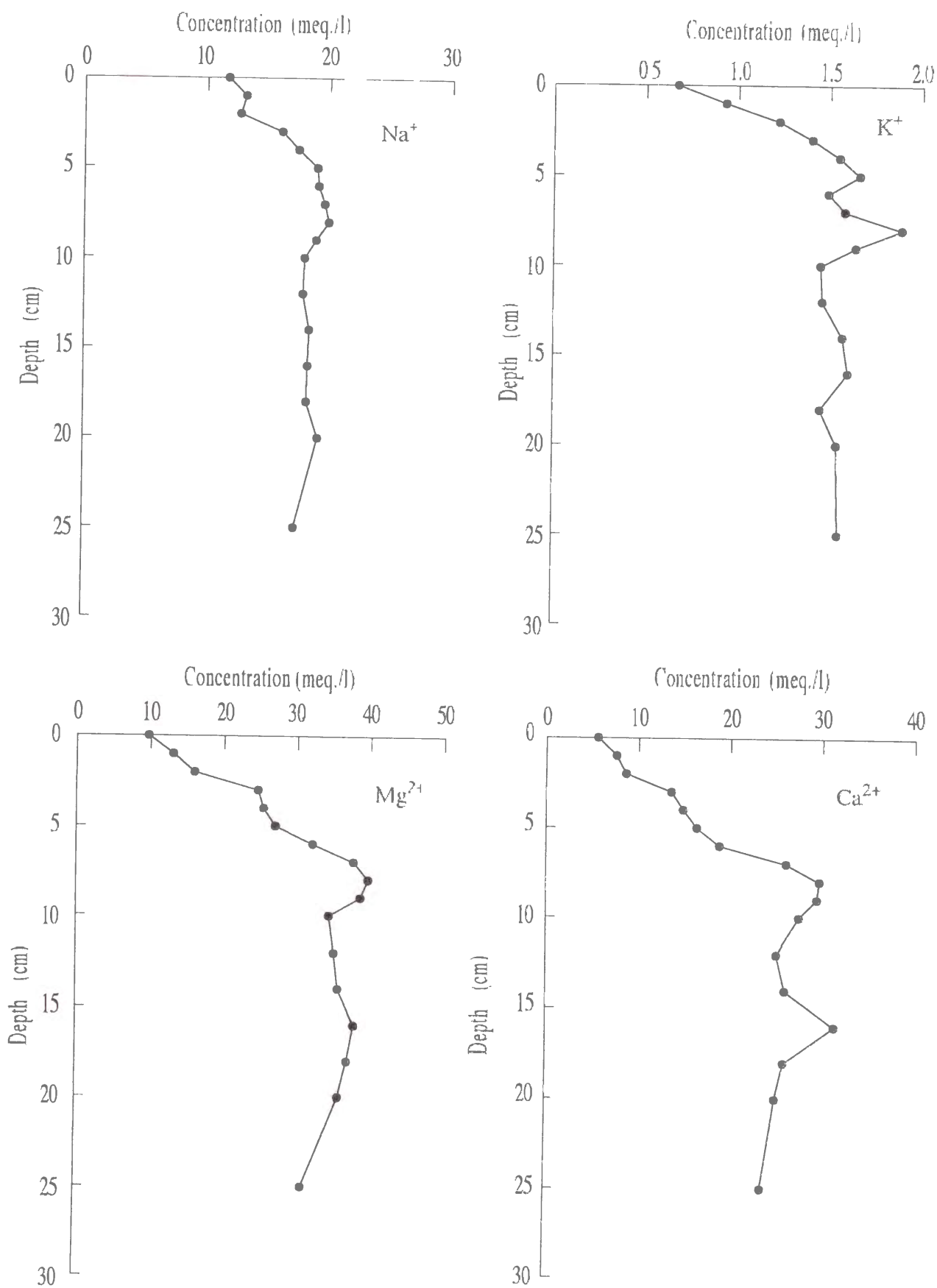


Fig. 3-6. Vertical change of cation in the pore water of sediment in B2

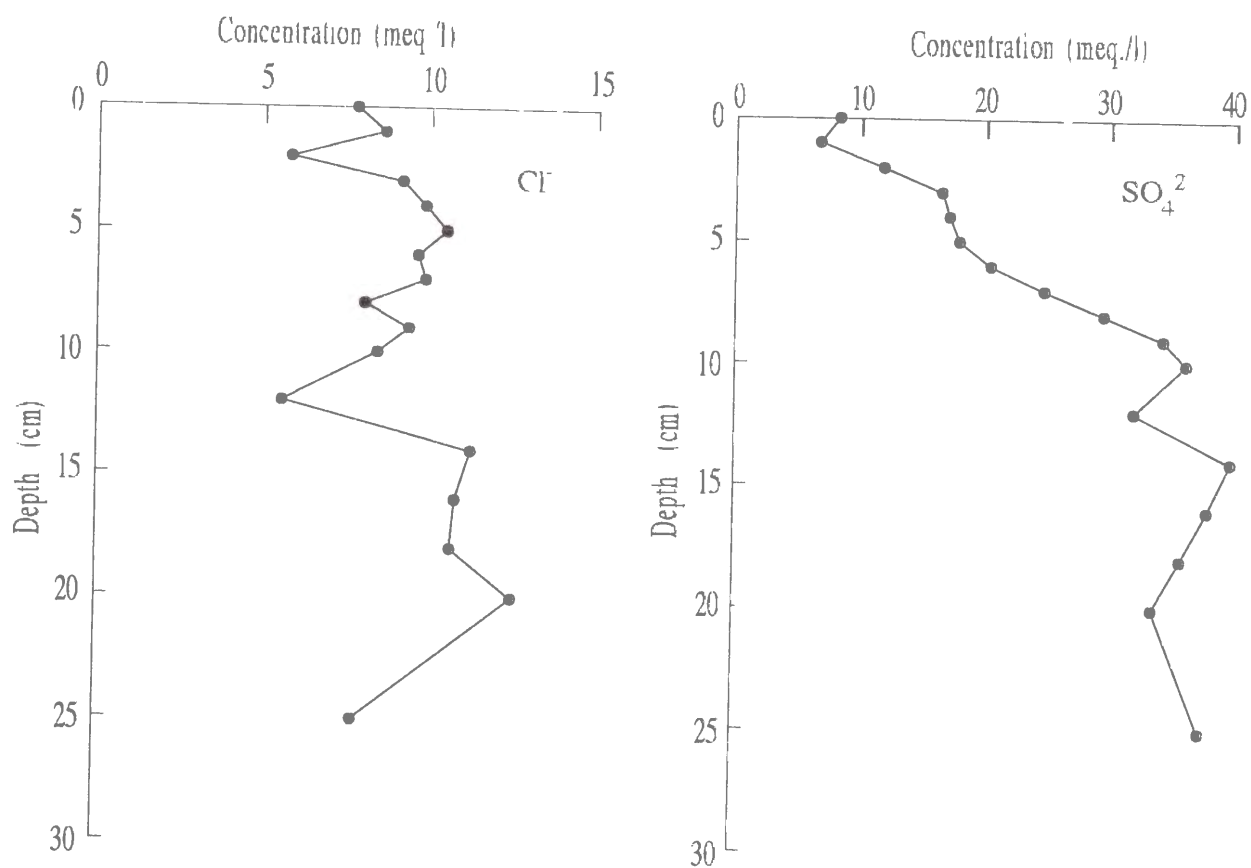


Fig. 3-7. Vertical change of SO_4^{2-} and Cl^- in the pore water of sediment in B2

も、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ と同じように、表層で 5.55 と最も低い値を示し、深くなるにつれ濃度は高くなり、8~9cm で 29.68 の高い濃度を示した。その後、濃度は変動し、16~18cm で 31.33 の最大濃度を示した。

Cl^- (meq./l) の変動範囲は 5.55~12.49 、平均値が 9.13 であった。変動幅は小さく、カチオンとは濃度分布が異なっていた。すべてのカチオンは表層で最も低い濃度を示したが、 Cl^- は、で 7.74 meq./l と低い、最低濃度ではなかった。最も低い濃度深さは 12~14cm の 5.55 で、最も高い濃度は 20~25cm であった。

SO_4^{2-} 濃度は 13.36~79.33 、平均値が 51.62 であった。表層付近で低い値を示し、10cm までは単調に増加しそれ以深では一定であった。

3.3.4. 湖水の懸濁物質

イリ川とバルハシ湖の懸濁物質の鉱物組成を X 線回折で求めた。Fig. 3-8 に B2 の懸濁物質の X 線回折のピークを示す。x 軸は 2θ を、y 軸はそれぞれのカウント数を示す。

この結果、懸濁物質の中にはイライトとクロライトの粘土鉱物とカルサイト（方解石）、ドロマイト（苦灰石）、長石、石英の鉱物が存在した。これらの鉱物は、イリ川とバルハシ湖のすべての地点の懸濁物質の中でその存在を確認した。

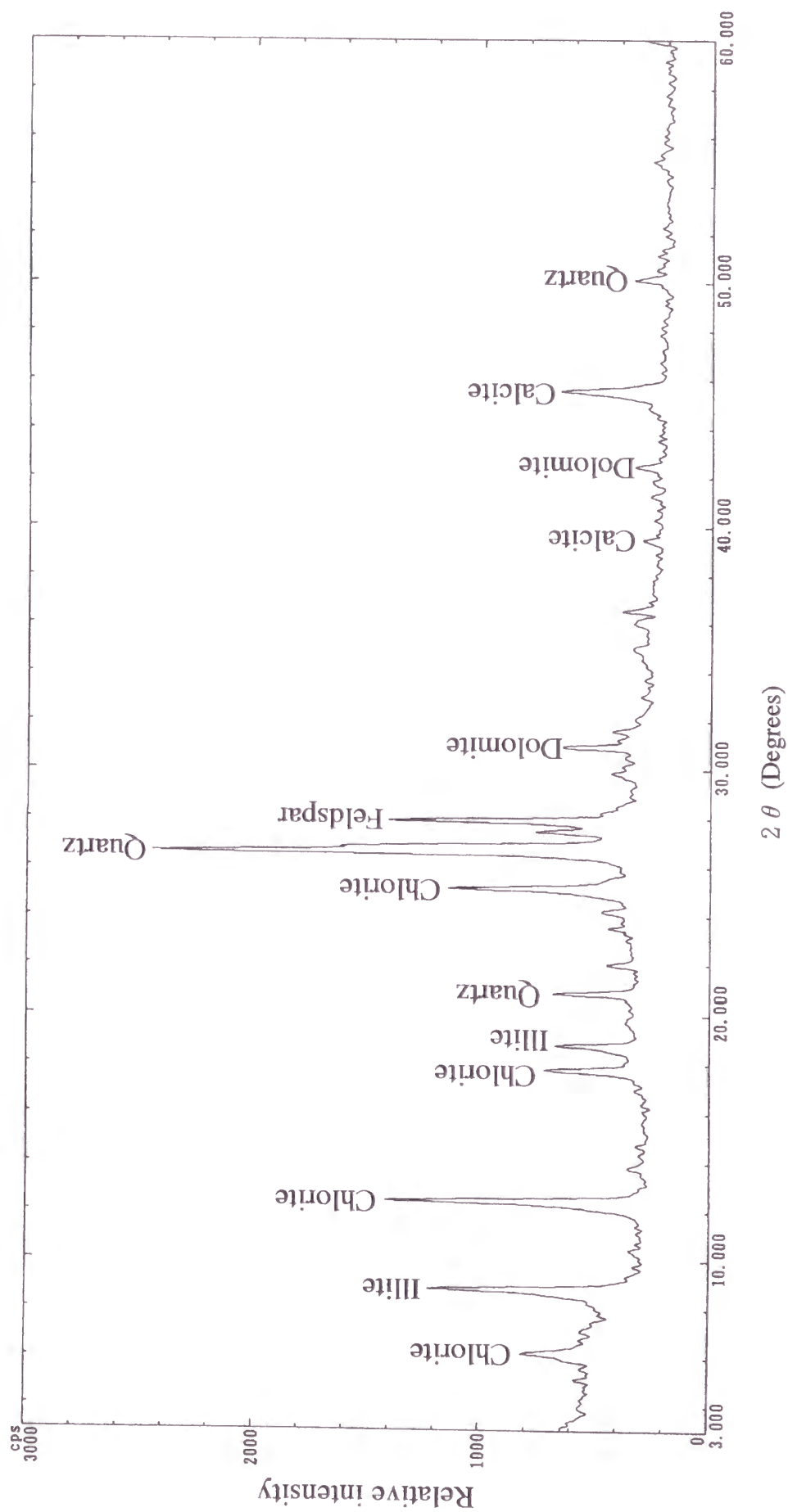


Fig. 3 - 8. X-ray diffractometry of suspended matter in B2 of the Lake Balkhash

3.4. 考察

3.4.1. イリ川の河川水およびバルハシ湖の湖水の化学組成

世界の河川水と海洋の平均イオン濃度と、イリ川およびバルハシ湖の平均値を Table 3-4 に示した。さらに、Fig.3-9 には、イリ川、世界の河川、海水、およびバルハシ湖の平均値を、Fig.3-10～13 にはイリ川、およびバルハシ湖の各採取地点でのイオン分布を meq.% で示した。イリ川でのイオン濃度は平均値で世界の河川のイオン濃度より 2～10 倍高かった。世界の河川の平均値はカチオンが $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ 、アニオンが $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} \geq \text{Cl}^-$ であるが、イリ川はそれぞれ $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-} > \text{アルカリ度} > \text{Cl}^-$ であった。アルカリ度は $(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_2)$ で 3 つの化学種の割合は pH に依存する。イリ川やバルハシ湖では、pH は 8.40～9.30 でこの場合、アルカリ度に寄与するのは HCO_3^- である。濃度レベルはイリ川の方が世界の河川より高い。しかし組成は Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} が高く、 Ca^{2+} とアルカリ度が低い。

バルハシ湖の、カチオンは $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} \geq \text{K}^+$ 、アニオンは $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{アルカリ度}$ の順に小さくなっている。採取地点によって濃度は異なっているが、Fig. 3-11～Fig. 3-13 に示すようにイオンの割合はほぼ同じパターンを示した。

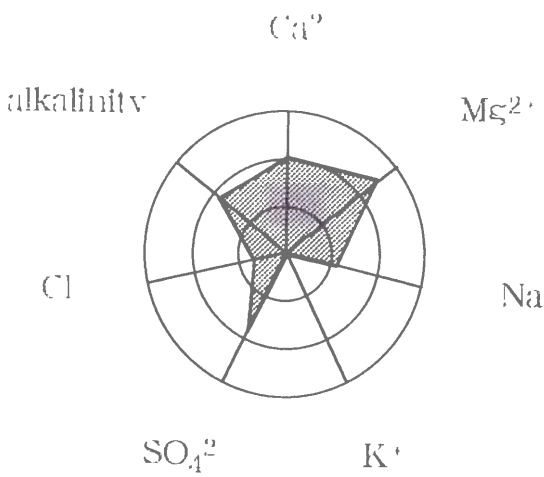
イオン組成図 (Fig.3-9) ではバルハシ湖ではイリ川に比べ Ca^{2+} 、 Mg^{2+} とアルカリ度が減少し、 Na^+ と Cl^- が増加していた。イリ川はバルハシ湖への流入量の 85% を占めている。しかし、流入前後でイオンの割合が異なることは、バルハシ湖内で化学変化をしているためである。

Table 3-4. Chemical composition in the river of the world, sea, Ili River, and the Lake Balkhash

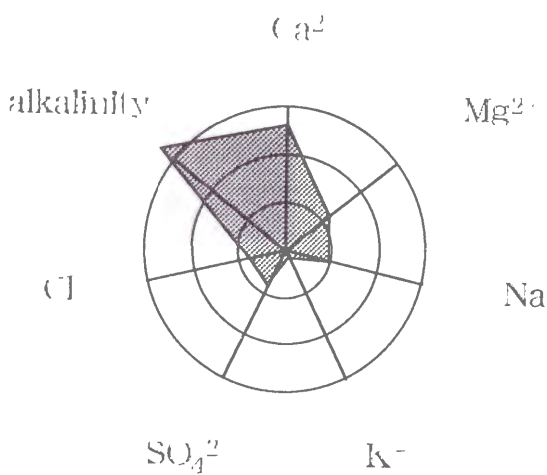
River of the World*		Sea*			Ili River	Lake Balkhash
(meq./l)		(meq./l)			(meq./l)	(meq./l)
HCO ₃	0.96	2.3	alkalinity		2.10	4.8
SO ₄ ²⁻	0.23	55.2	SO ₄ ²⁻		2.39	18.4
Cl	0.22	535.1	Cl		0.96	12.6
Ca ²⁺	0.75	20.0	Ca ²⁺		2.64	1.8
Mg ²⁺	0.34	104.1	Mg ²⁺		3.21	11.7
Na	0.27	463.3	Na		1.48	23.1
K	0.06	9.7	K ⁺		0.18	1.3

*Kitano (1969)

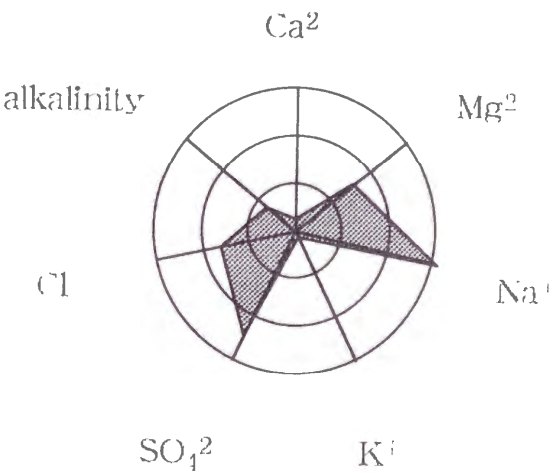
Average of the Ili River



Average of the River in the World



Average of the Lake Balkhash



Average of Sea Water

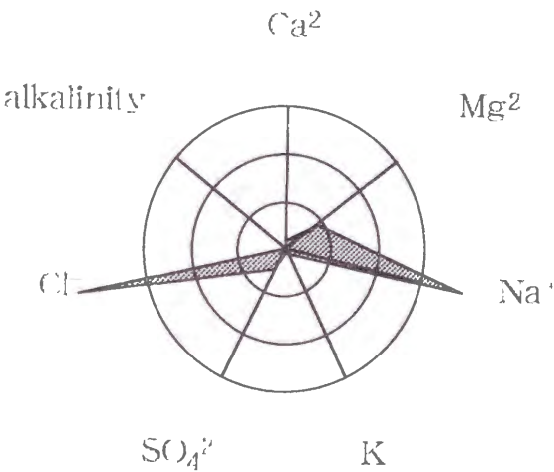


Fig. 3-9. Ionic diagrams showing the distribution average of Ili River, the river in the world, the Lake Balkhash, and sea water

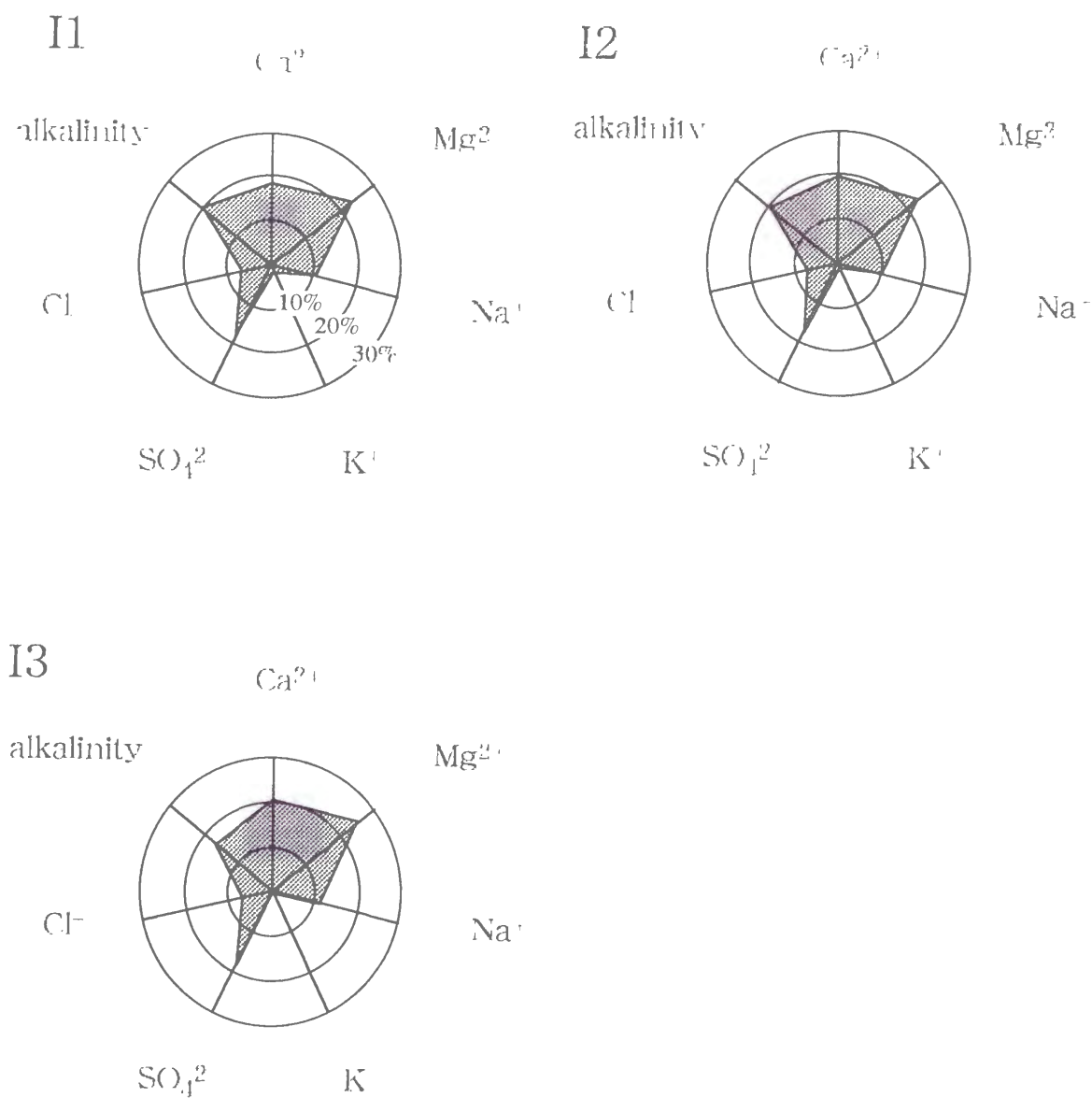
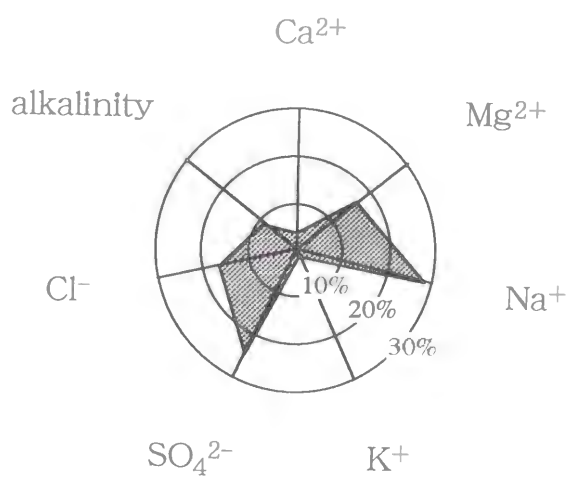
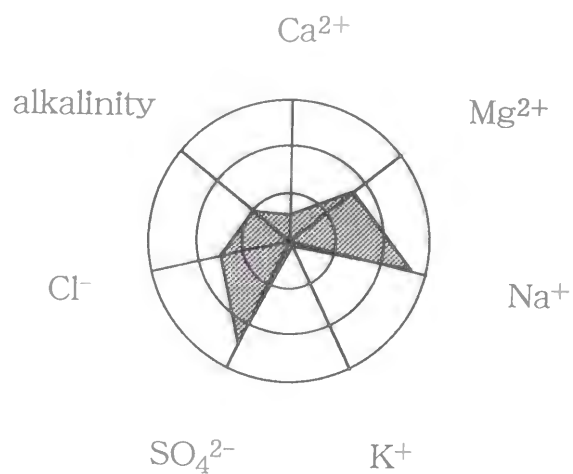


Fig. 3-10. Ionic diagrams showing the distribution of Ili River

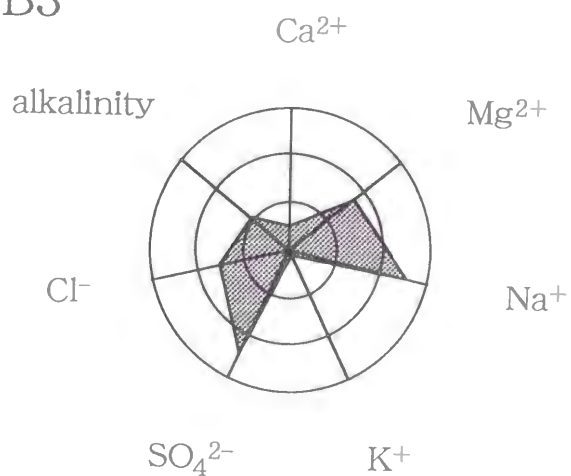
B1



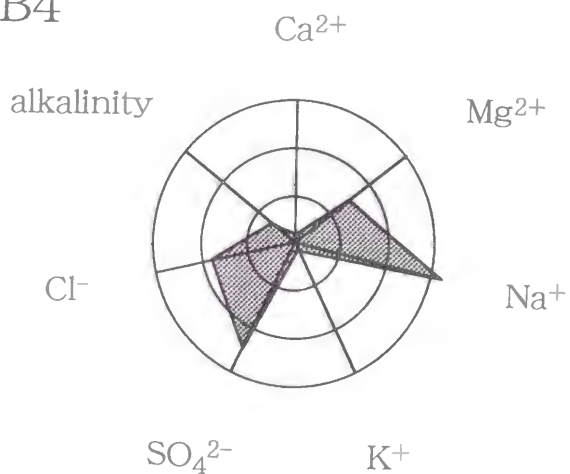
B2



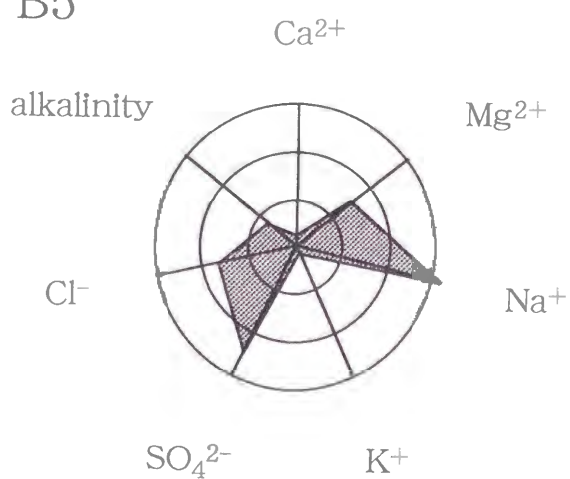
B3



B4



B5



B6

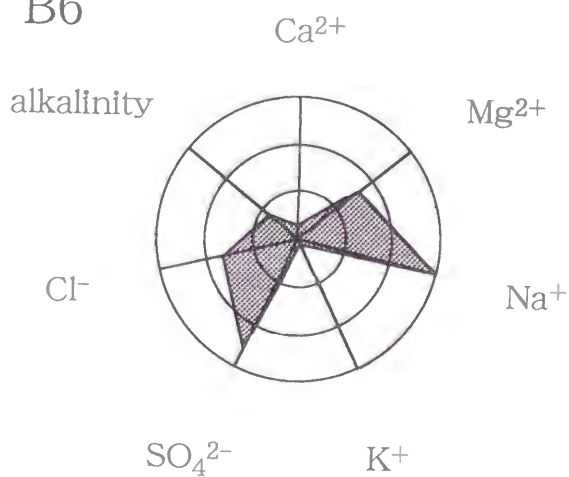


Fig. 3-11. Ionic diagrams showing the distribution of B1 ~ B6 in the Lake Balkhash

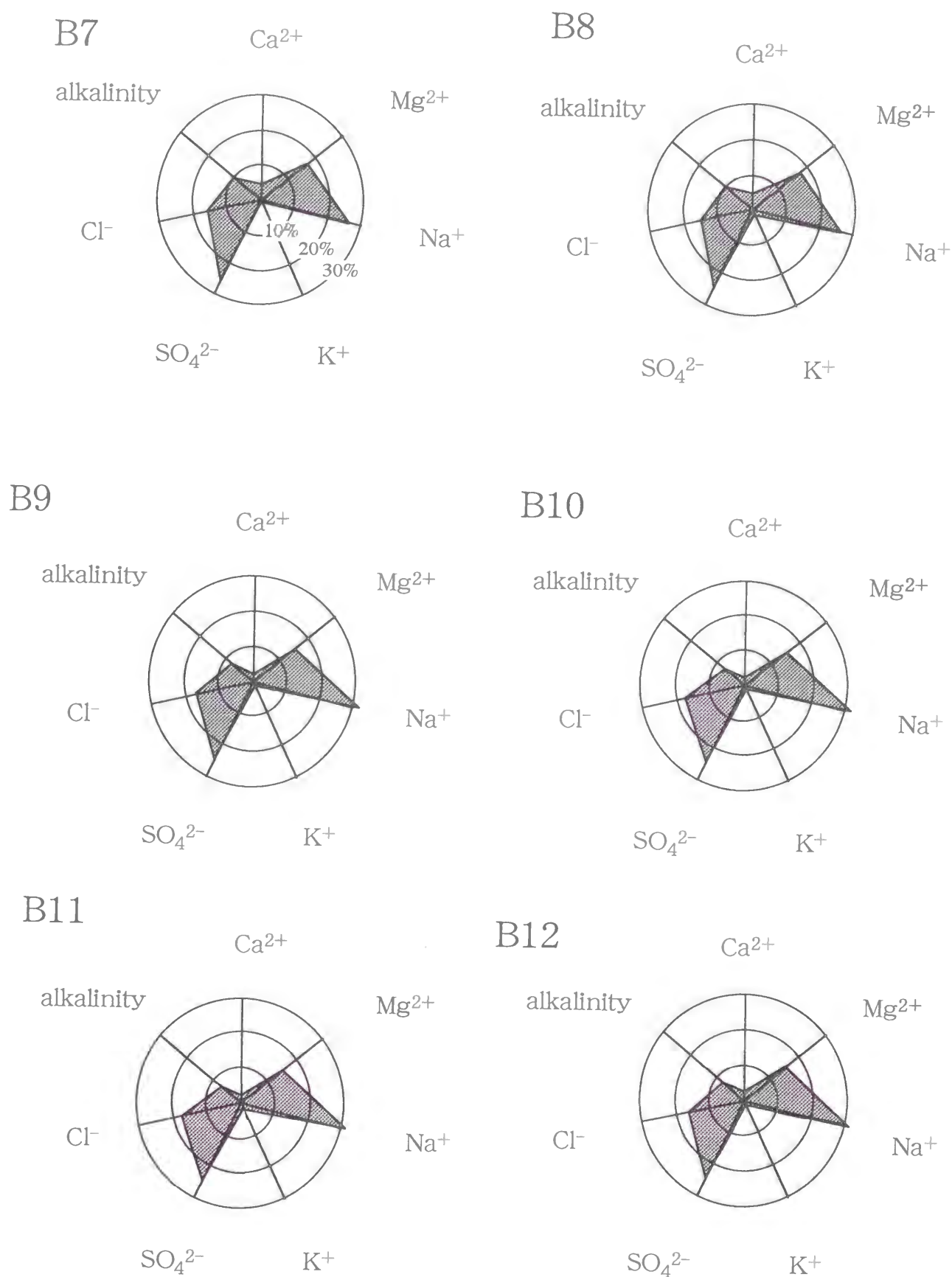
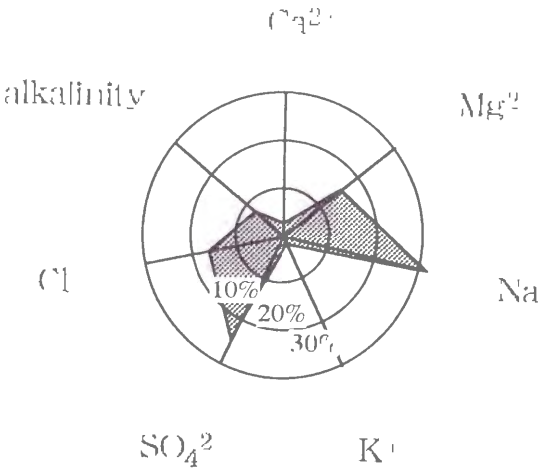
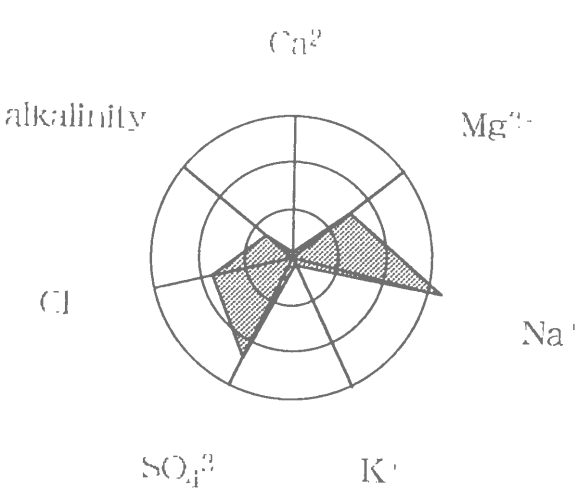


Fig. 3-12. Ionic diagrams showing the distribution of B7 ~ B12 in the Lake Balkhash

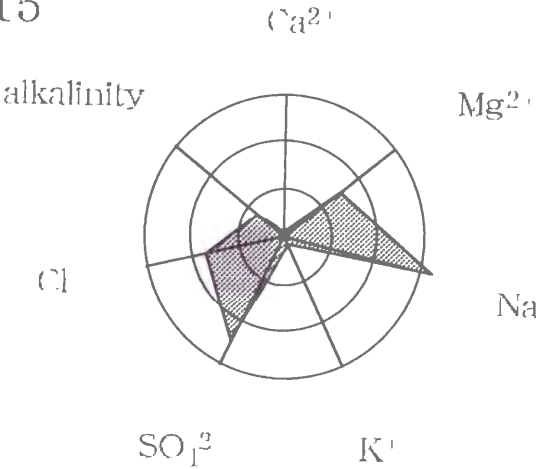
B13



B14



B15



B16

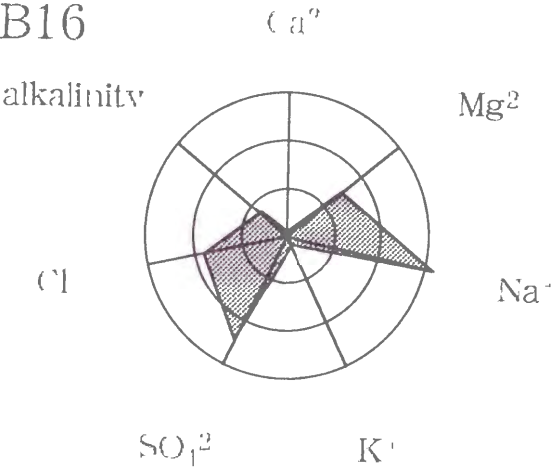


Fig. 3-13. Ionic diagrams showing the distribution of B13 ~ B16 in the Lake Balkhash

イリ川がバルハシ湖に流入するとカチオンでは Na^+ の割合が増大し逆に Ca^{2+} の割合は減少している。一方、アニオンは Cl^- が高く、アルカリ度が低くなっている。バルハシ湖と同じように海水でも、 Na^+ と Cl^- の割合が大きくなっている。

バルハシ湖のイオン濃度は、海水のそれより、 HCO_3^- のみが高く、他のイオンはすべて低かった。そして、バルハシ湖も海水と同様にカチオンでは Na^+ が最も高いが、イオンの割合で見ると Na^+ は海水ほど高くなかった。アニオンも海水では Cl^- が大半を占めているが、バルハシ湖では、 SO_4^{2-} が高かった。内陸閉鎖湖では、流入河川が限られており、イリ川のイオンの割合と、海へ流入する世界の河川のイオン割合の差異が原因の 1 つである。

Gibbs (1970) は、世界の河川水、湖水、海水、降水などの多数の自然水のイオン組成を決定している要因を、それぞれの $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ と TDS の関係から考察した (Fig.3-14)。この結果、自然水のイオン組成は、蒸発量、降水量および鉱物からの溶脱物によって規定され、ブーメラン型の中に収まることを示した。降水量の多いところでは降水の値に近く、蒸発量の多い地域は海水の値に近くなっている。そして中間では母岩の組成に左右される。このグラフにイリ川とバルハシ湖の値を図示した (Fig.3-14)。イリ川は rock dominance の領域にあてはまった。しかし、バルハシ湖は、ブーメラン型の内部から右にずれていた。これは、TDS は rock dominance の領域から evaporation の領域内にあるが、 $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ が大きいためにブーメラン型の内部にあてはまらなかったといえる。 $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ が大きいのは Ca が小さいからである。Kilham(1990)はアフリカの湖の調査から Gibbs のブーメラン型にあてはまらない湖水が多く存在することを指摘している。その結果、

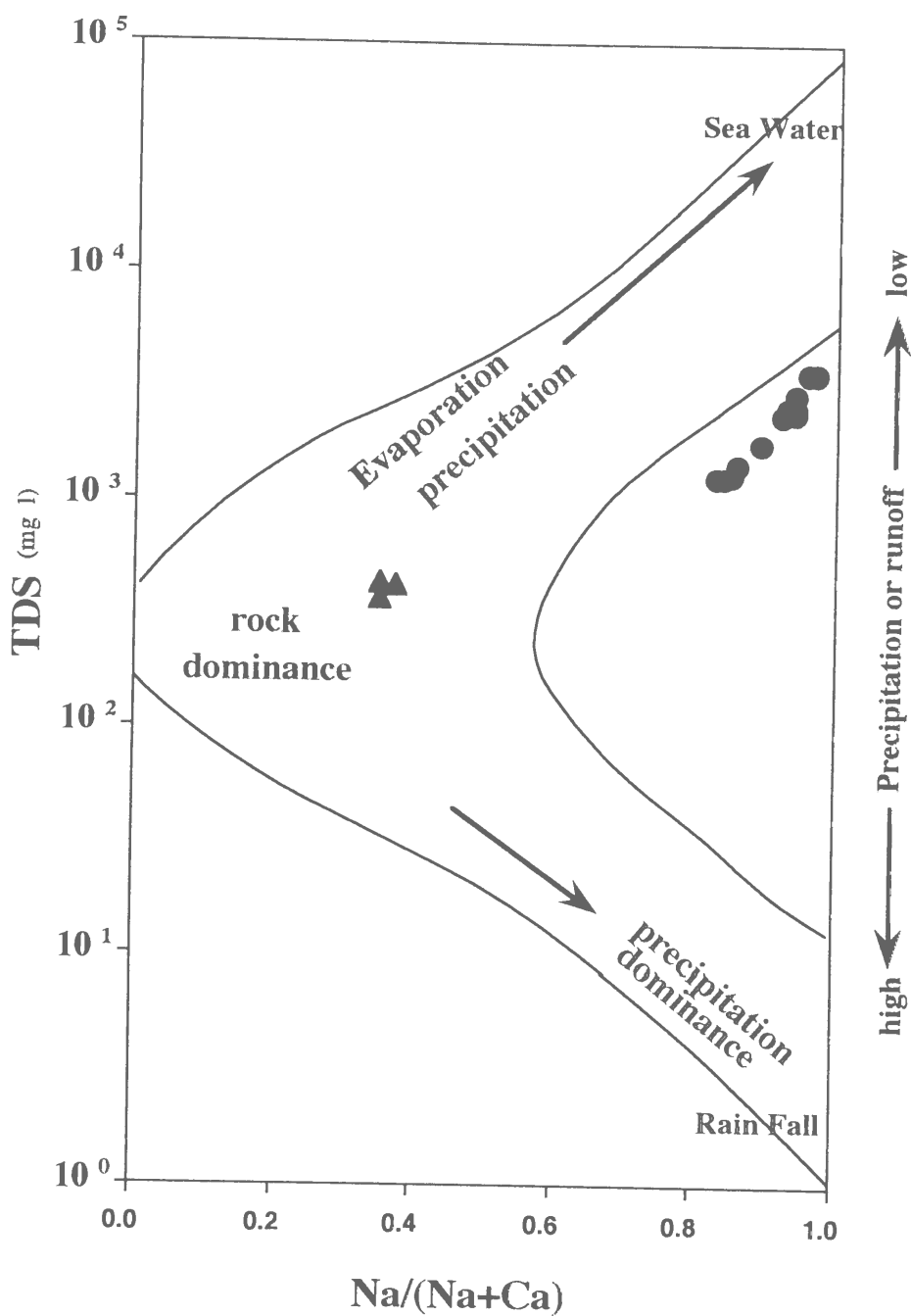


Fig. 3-14. The relationship between ionic ratio, TDS and the controlling the major ion composition of natural waters. Modified from Gibbs(1970) and Day (1993).

● Lake Balkhash

▲ Iri River

Gibbs グラフの修正の必要を示唆している。今後、さらに多くの塩湖の調査をすすめ、世界の自然水のイオン濃度の分布関係を新たに定義する必要がある。

3.4.2. バルハシ湖の湖水の塩類の水平分布の特色

バルハシ湖の EC、カチオン、アニオンおよび TDS は湖南西部の B2、B3、B7、B8 で低く、湖南東部の B4、B5、B6 で高くなっていた。すなわちイオン濃度は河口に近い地点より河口から遠い地点の方が低いという分布を示した。

バルハシ湖では、常に北東風が吹いている (Venus, B.G. & Pozdnyakova, G.V., 1991) ため Fig. 3-15 に示すように、湖南東部では南向きの湖南西部では北向きの流れが生じていると考えられる。この風の方向と今回の採取試料の分析結果から以下のことが考えられる。バルハシ湖南東部で河口より北部のイオン濃度の高い湖水は、風によりイリ川河口に向かって流れてきている。そして河口部でイリ川の流入水と混じり湖西部の湖岸沿いに北上する。湖南西部 B2、B3、B7、B8 の EC、カチオン、アニオンおよび TDS が、湖南東部の河口部により近い B4、B5、B6 より低くなっていたことはこの流れを推定できる 1 つの証拠である。

イリ川が湖の南東部近くからバルハシ湖に流入し、その河川水と北から流れてきた湖水が混じり北上する間に、湖水の化学組成も変化を受ける。このため、Fig. 3-9 に示したように、イリ川とバルハシ湖ではイオンの割合が変化していたと考えられる。

Tarasov (1961) は 1941 年と 1942 年にバルハシ湖の化学組成を

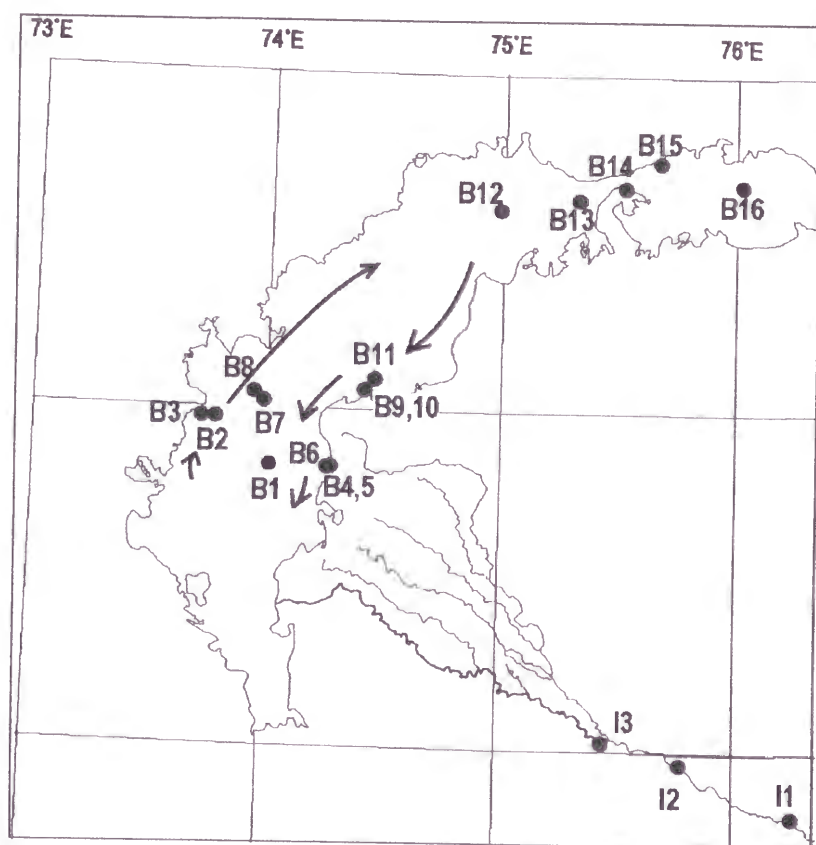


Fig.3-15. Supposed current in the Lake Balkhash

調査し、湖南部の Cl^- 濃度の分布図を示している（Fig. 3-16）。この Cl^- 濃度も湖西部で低く、湖東部で高くなっており、今回の調査結果と同様の傾向を示している。このことは Fig. 3-15 に示した時計回りの流れが常にバルハシ湖に存在していることを支持するものである。

3.4.3. バルハシ湖の湖底堆積物中の間隙水

B2 地点の間隙水中のカチオン濃度（Fig. 3-6）、アニオン濃度（Fig. 3-7）を湖水の濃度と比較すると、表層の間隙水の濃度は B2 地点の湖水の濃度より高かった。すなわち、これらのイオンは間隙水から湖水中へ拡散しているといえる。このため堆積物の表層部の間隙水の濃度が中、深層部より低くなっているであろう。

B2 の堆積物の Na、K、Mg、Ca 濃度と間隙水のカチオン濃度には相関が認められなかった。堆積物の濃度に比べ、間隙水の濃度は低いことが原因である。さらに堆積物中の交換性のイオン濃度の測定すれば表層部の間隙水と湖水濃度の相関が確認され则认为している。

3.4.4. バルハシ湖の除塩機構

内陸閉鎖湖は、流入河川はあるが流出河川はない。そのため、河川によって運び込まれた塩類はすべて湖に集積する。しかし、一般

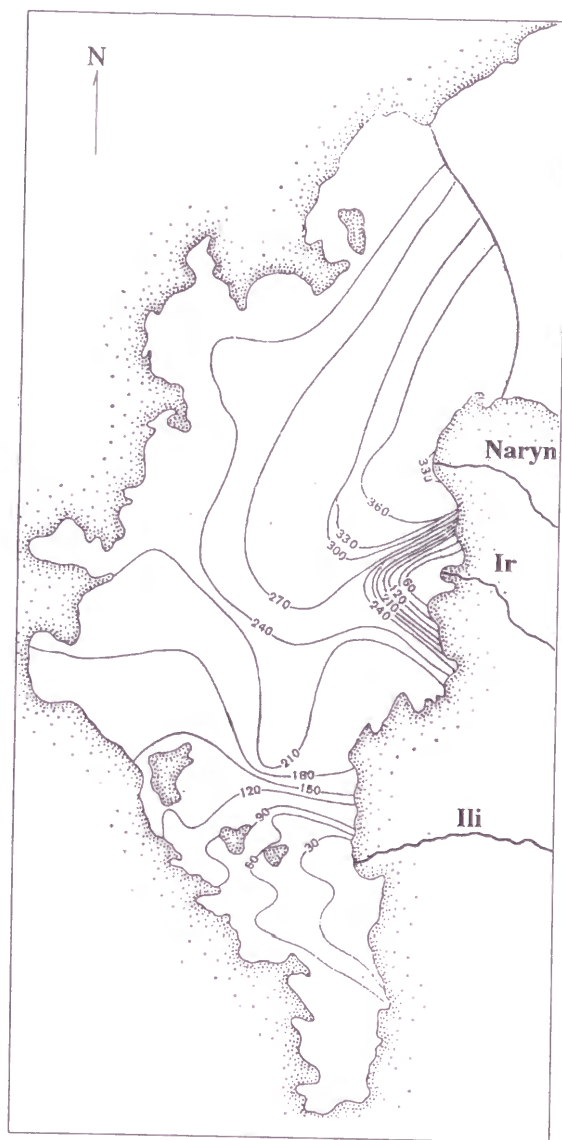


Fig.3-16. Distribution of Cl- concentration (mg/l) in the south of Lake Balkhash (Tarasov,1961)

Table 3-5. The low of Debye-Huckel

Temperature (°C)	A	B
10	0.4960	0.3258
11	0.4968	0.3260
12	0.4976	0.3261
13	0.4984	0.3263
14	0.4992	0.3264
15	0.5000	0.3266
16	0.5008	0.3267
17	0.5017	0.3269
18	0.5025	0.3270
19	0.5034	0.3272
20	0.5042	0.3273
21	0.5051	0.3275
22	0.5059	0.3276
23	0.5068	0.3278
24	0.5076	0.3279
25	0.5085	0.3286

Dictionary of Chemistry(1989)

に内陸閉鎖湖の塩分は一定に保たれている。このためには、湖水中から塩類が除塩されなければならない。そこで、塩分が一定に保たれているバルハシ湖の除塩機構について考える。

今回の調査では、 Ca^{2+} 濃度はイリ川よりバルハシ湖で低かった。そこで、試料採取地点の TDS と、 Ca^{2+} 濃度の関係を調べた (Fig. 3-17)。この結果から、 Ca^{2+} 濃度はイリ川よりバルハシ湖で低くなるだけでなく、バルハシ湖内でも TDS が高くなるにつれ、 Ca^{2+} 濃度は低くなっていることがわかった。すなわちバルハシ湖ではトータル塩濃度が増えても Ca^{2+} が湖水から除去されていることになる。

Ca^{2+} が化学反応によって除去されるためには、湖水中の Ca^{2+} が飽和状態になければならない。そこで、イリ川とバルハシ湖で Ca^{2+} が、飽和状態になっているかを下記の方法で調べた。

- 1) 河川水および湖水のイオン強度 (I) をすべてのイオン成分のモル濃度 (m) と電荷 (Z) から下記の式を使って求める。

$$I = \sum m_i Z_i^2$$

- 2) Table 3-5 に示す Debye-Hückel の式の A 、 B の値を用いて活量係数 (γ) を下記の式から求める。

$$-\log \gamma = \frac{AZ^2 \sqrt{I}}{1 + \overset{\circ}{a} B \sqrt{I}}$$

$\overset{\circ}{a}$: イオンの大きさに関するパラメータで、 Ca^{2+} は 6、 CO_3^{2-} は

4.5、 HCO_3^- は4である。

3) pH から H^+ の量を求める。

$$10^{-\text{pHの値}} = a_{\text{H}^+}$$

$$a_{\text{HCO}_3^-} = \gamma_{\text{HCO}_3^-} \times [\text{測定したアルカリ度}]$$

$$a_{\text{CO}_3^{2-}} = K_2 \times \frac{a_{\text{HCO}_3^-}}{a_{\text{H}^+}} \quad K_2 : \text{炭酸の第2解離定数}$$

$$a_{\text{Ca}^{2+}} = \gamma_{\text{Ca}^{2+}} \times [\text{測定した } \text{Ca}^{2+} \text{ 濃度}]$$

4) 上記の「測定したアルカリ度」はすべて $[\text{HCO}_3^-]$ と仮定しているが実際には一部が $[\text{CO}_3^{2-}]$ であるので下記の式において補正を行う。

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \frac{a_{\text{HCO}_3^-}}{\gamma_{\text{CO}_3^{2-}}}$$

$$\text{補正係数} = \frac{[\text{測定したアルカリ度}]}{[\text{測定したアルカリ度}] + 2 [\text{CO}_3^{2-}]}$$

5) $a_{\text{CO}_3^{2-}}$ にこの補正係数をかける。この値を $a_{\text{CO}_3^{2-}(\text{corr})}$ とする。

活量積 $a_{\text{Ca}^{2+}} \cdot a_{\text{CO}_3^{2-}(\text{corr})}$ を求める。

6) 活量積は CaCO_3 の溶解度積である。そこで、 $a_{\text{Ca}^{2+}} \cdot a_{\text{CO}_3^{2-}(\text{corr})}$ と CaCO_3 の溶解度積の比を求め、過飽和度を求める。

以上の値を Table 3-6 に示す。

Table 3-6 Conditon of supersaturation of Ca^{2+} in the Lake Balkhash

95

Sampling site	Ca ²⁺ (meq./l)	γ _{Ca²⁺}	alkalinity (meq./l)	γ _{CO₃²⁻}	γ _{HCO₃⁻}	I	II	I / II
						a _{Ca²⁺} •a _{CO₃²⁻} (corr)	solubility product of calcite	
IL-1	2.52	0.670	2.8	0.659	0.899	2.13×10 ⁻⁸	4.17 ×10 ⁻⁹	5.12
IL-2	2.80	0.667	2.8	0.655	0.898	2.10×10 ⁻⁸	4.36 ×10 ⁻⁹	4.82
IL-3	2.58	0.678	2.1	0.666	0.902	1.99×10 ⁻⁸	4.36 ×10 ⁻⁹	4.88
BA-1	2.00	0.513	4.9	0.487	0.832	5.39×10 ⁻⁸	4.02 ×10 ⁻⁹	13.39
BA-2	2.09	0.551	4.0	0.529	0.850	5.06×10 ⁻⁸	3.98 ×10 ⁻⁹	12.73
BA-3	2.01	0.554	4.1	0.532	0.851	5.36×10 ⁻⁸	3.98 ×10 ⁻⁹	13.49
BA-4	1.57	0.478	5.0	0.449	0.814	3.44×10 ⁻⁸	4.12 ×10 ⁻⁹	8.35
BA-5	1.83	0.475	5.9	0.446	0.812	4.22×10 ⁻⁸	4.09 ×10 ⁻⁹	10.36
BA-6	1.91	0.478	5.8	0.449	0.814	2.32×10 ⁻⁸	4.06 ×10 ⁻⁹	5.69
BA-7	1.96	0.539	4.3	0.516	0.844	4.76×10 ⁻⁸	4.01 ×10 ⁻⁹	11.82
BA-8	1.92	0.548	4.1	0.526	0.849	4.94×10 ⁻⁸	3.96 ×10 ⁻⁹	12.43
BA-9	1.76	0.469	6.2	0.439	0.809	8.93×10 ⁻⁸	3.99 ×10 ⁻⁹	24.73
BA-10	1.65	0.472	5.9	0.442	0.811	1.23×10 ⁻⁷	3.97 ×10 ⁻⁹	30.95
BA-11	1.86	0.454	6.8	0.442	0.801	8.61×10 ⁻⁸	4.01 ×10 ⁻⁹	21.39
BA-12	1.95	0.471	6.4	0.441	0.810	8.81×10 ⁻⁸	3.99 ×10 ⁻⁹	22.17
BA-13	1.88	0.467	6.4	0.437	0.808	8.38×10 ⁻⁸	3.88 ×10 ⁻⁹	21.71
BA-14	1.26	0.428	8.1	0.394	0.786	6.40×10 ⁻⁸	3.91 ×10 ⁻⁹	16.33
BA-15	1.36	0.429	8.1	0.395	0.786	6.77×10 ⁻⁸	3.92 ×10 ⁻⁹	17.27
BA-16	1.19	0.429	8.3	0.395	0.787	5.07×10 ⁻⁸	3.98 ×10 ⁻⁹	12.76

Table 3-6 の過飽和度・I/II の結果から、イリ川とバルハシ湖のすべての地点が過飽和であることが明らかになった。過飽和状態は準安定状態である。また、ここでイオンはすべて遊離の無機イオンと仮定して計算している。しかし、実際に水中に有機酸が存在すると Ca^{2+} イオンと錯体をつくるので Ca^{2+} イオンの活量は減少し、過飽和度も減少する。このため、イリ川のような 5 倍前後の過飽和度では CaCO_3 の析出は起こっていないかもしれない。しかしバルハシ湖の B4 と B6 を除いた地点では 10 倍を越える飽和度が得られた。この 10 倍を越える飽和度は温度、有機物などの影響を考慮しても、 CaCO_3 を析出するのに十分な飽和度であると考えられる。そのため、10 倍以上の過飽和度を示すバルハシ湖の多くの地点では CaCO_3 の析出が起きていると考えられる。

湖水の懸濁物質の中の鉱物の x 線分析から、 CaCO_3 の鉱物であるカルサイト（方解石）とドロマイト（苦灰石）が認められた。このような CaCO_3 が析出してできた鉱物が湖水懸濁物質中に存在することは、化学反応によって湖水中から Ca^{2+} イオンが除去されていることの証拠の 1 つである。

ドロマイトは常温常圧下で湖水から晶出しない（地学団体研究会, 1984）。しかし岩石の風化によって造られイリ川上流から運ばれたものが湖底に堆積している。したがって懸濁物質のなかにドロマイトが存在していても矛盾はない。上記の点を考慮すると、湖水中からの Ca^{2+} の除去は主にカルサイトの形成によるといえる。

また、Fig.3-17 に示すように、TDS が高くなるにつれ、 Ca^{2+} 濃度が低くなっていることから、今回のバルハシ湖調査地域全体で Ca^{2+} の除去が行われているであろう。

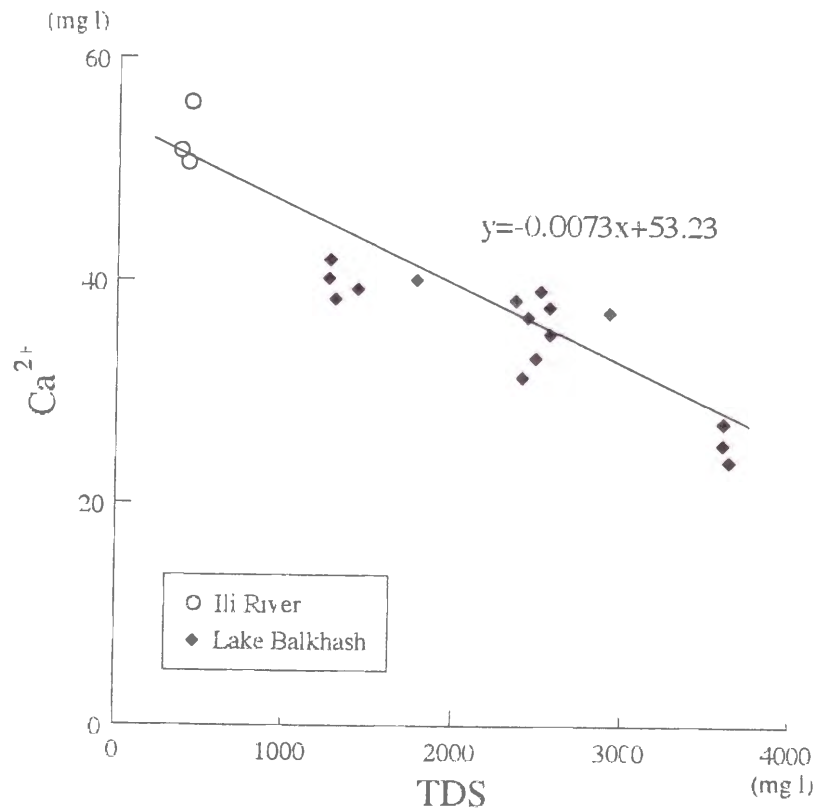


Fig. 3-17. Concentrations Ca^{2+} and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

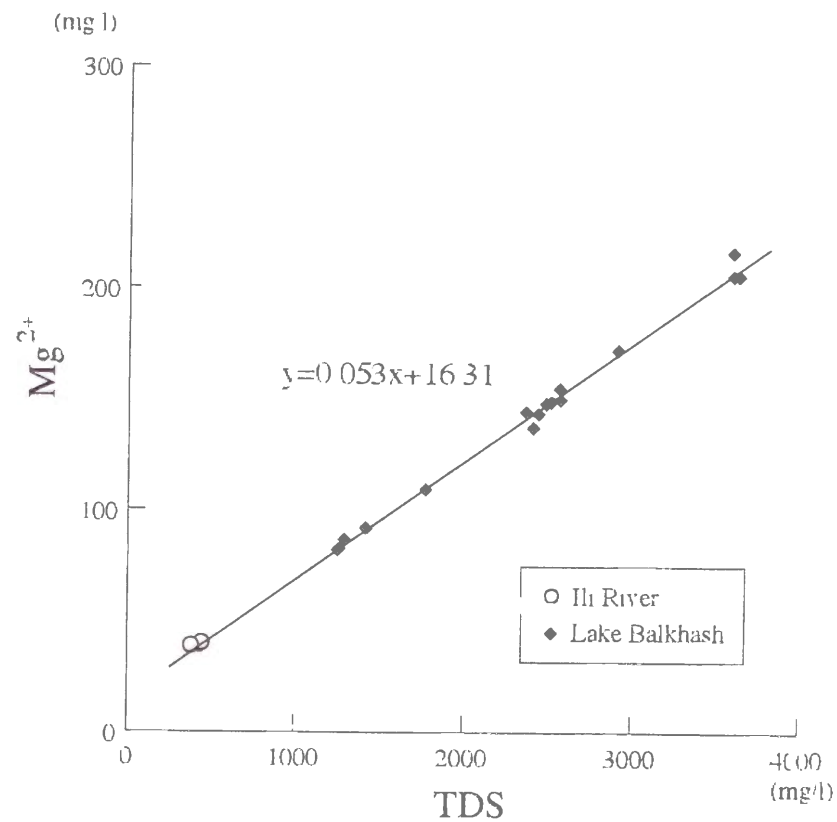


Fig. 3-18. Concentrations Mg^{2+} and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

しかし、イリ川の河川水が流入し、バルハシ湖の湖水の混じりあった後 B2、B3 地点での堆積物中の Ca 濃度は、他の地点の 2~4 倍で、 Ca^{2+} が湖水中から除去され、堆積したものと考えられる。

北野（1990）は、海水に流入する Ca^{2+} の 90%は、生物によって、すなわち貝殻として除塩されているとしている。しかし、バルハシ湖の湖底堆積物中に貝化石はほとんど認められない。また、湖岸にも打ち上げられた貝殻はほとんど見あたらない。すなわちここでは Ca^{2+} の除去に対し生物過程の寄与は小さい。バルハシ湖の湖水は、風によって湖水の上下混合がおこり、湖底堆積物が懸濁物質として舞い上がっている。したがってこのような湖水は、貝の生息環境としては適していないために、貝が少ないと考えられる。

イリ川およびバルハシ湖の TDS と Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度およびアルカリ度の関係を、Fig. 3-18~Fig. 3-23 に示す。イリ川の河川水とバルハシ湖の湖水で TDS と各イオンの関係について、F 検定を行なった。その結果、イリ川の河川水とバルハシ湖の湖水には有意水準 5%では有意な差はなかった。 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度およびアルカリ度と TDS は直線回帰式で表され、正の関係にあった。直線の傾きは、TDS に占める各イオンの割合を示す。この結果、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- およびアルカリ度は、イリ川から流入後、TDS とともに高くなっていた。

イリ川からは年間に 14.7km^3 の河川水がバルハシ湖へ流入している (Buyanovskiy, 1965)。バルハシ湖の湖水量は 87.7km^3 (Venus, B.G. & Pozdnyakova, G.V., 1991) であるから、1 年間にバルハシ湖の湖水量の約 6 分の 1 がイリ川から流入している。

イリ川のイオン濃度の平均値からバルハシ湖に流入する年間塩類量を計算した (Table 3-7)。 $\text{Ca}^{2+}0.8\text{t}$ 、 $\text{Mg}^{2+}0.6\text{t}$ 、 $\text{Na}^+0.5\text{t}$ 、 $\text{K}^+0.1\text{t}$ 、

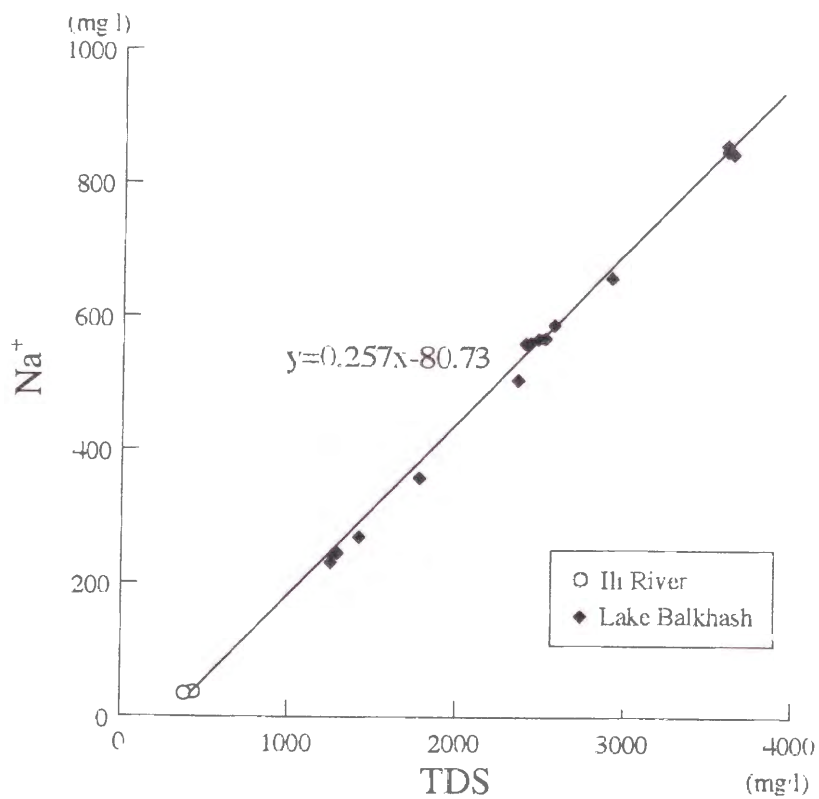


Fig. 3-19. Concentrations Na^+ and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

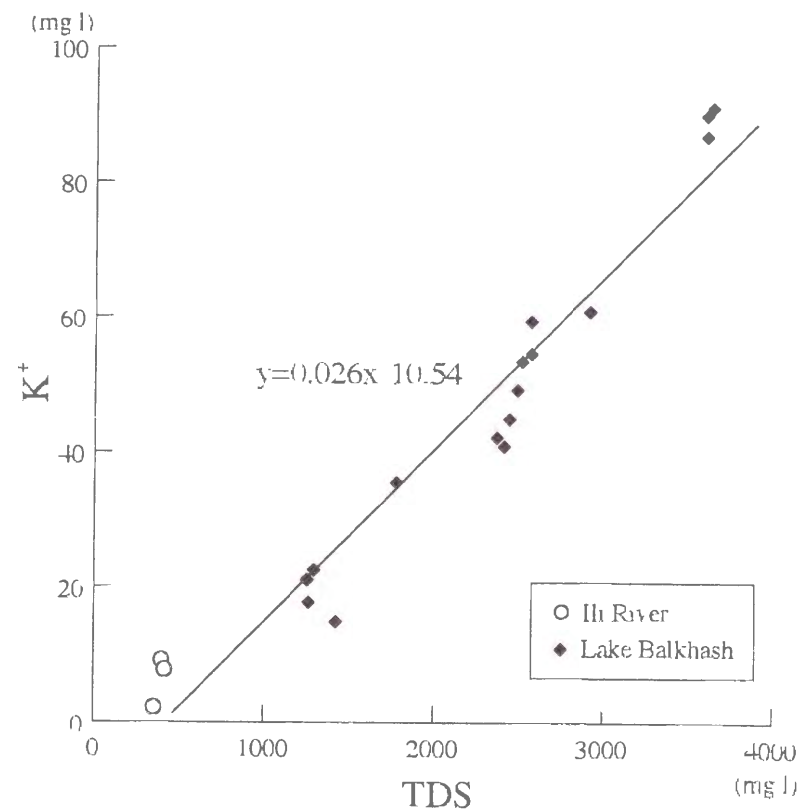


Fig. 3-20. Concentrations K^+ and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

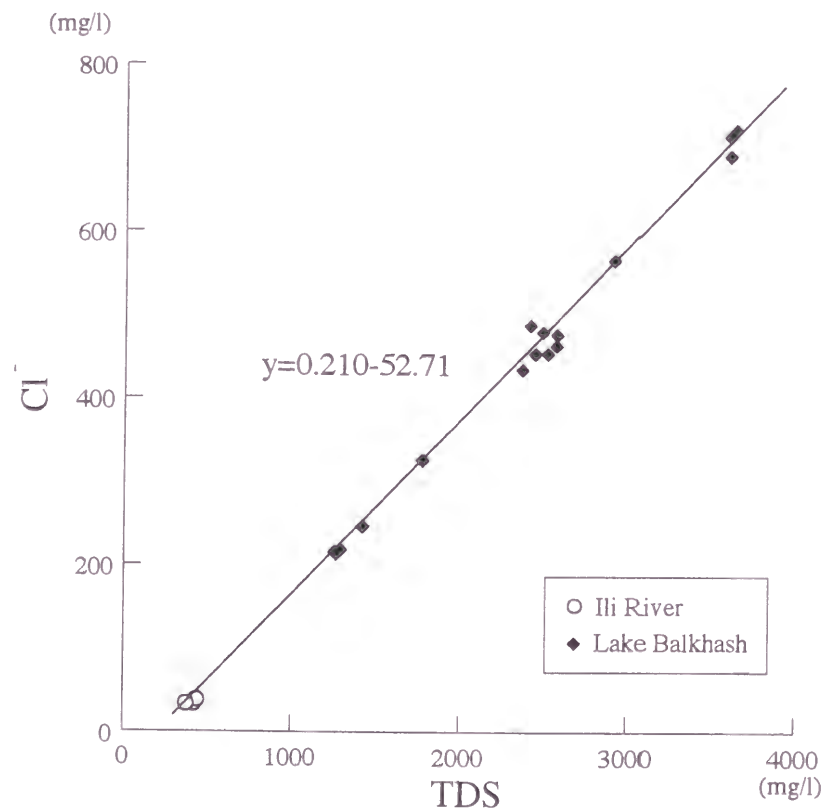


Fig. 3-21. Concentrations Cl^- and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

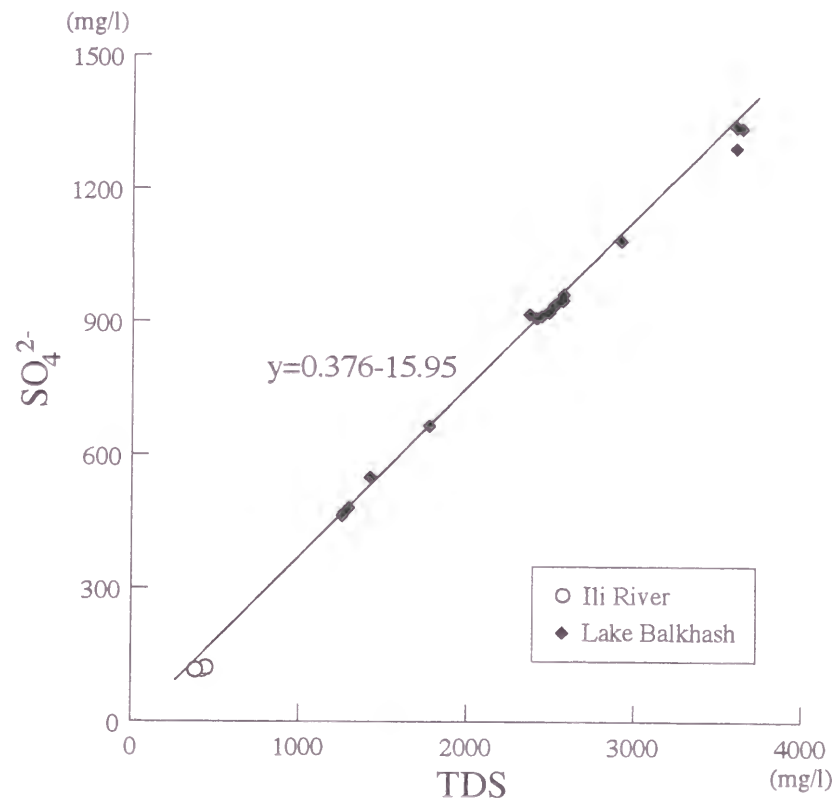


Fig. 3-22. Concentrations SO_4^{2-} and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

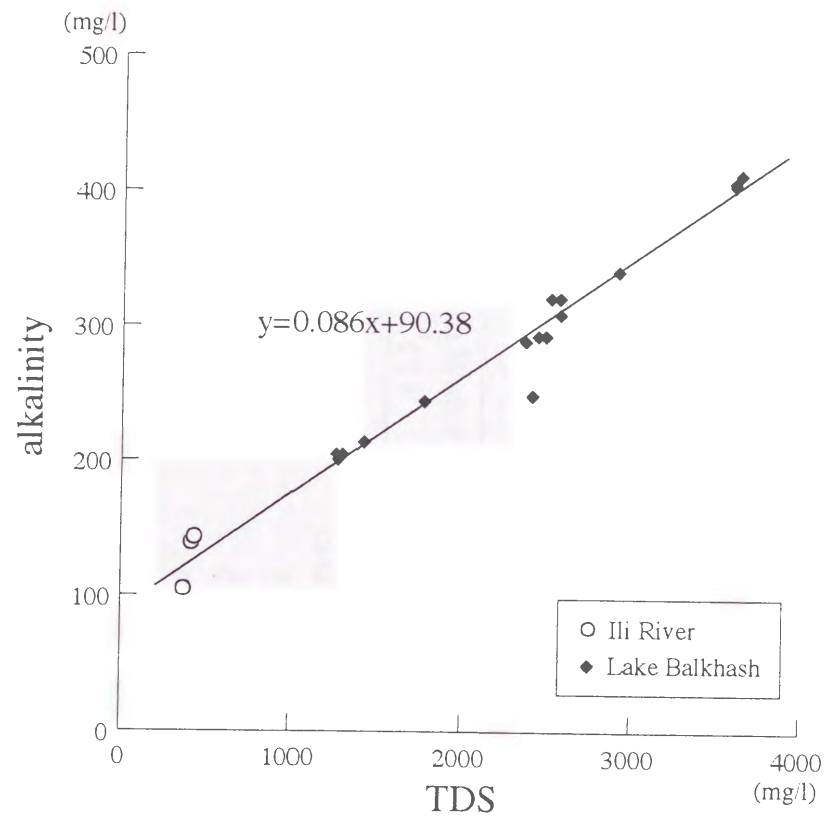


Fig. 3-23. Concentrations Alkalinity and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Ili River

Table 3-7. Inflow ions from river

Average of the river in the World (t/y)		Ili river (t/y)	
HCO_3^-	1.9×10^{15}	alkalinity	1.9
SO_4^{2-}	3.6×10^{14}	SO_4^{2-}	1.7
Cl^-	2.5×10^{14}	Cl^-	0.5
Ca^{2+}	4.8×10^{14}	Ca^{2+}	0.8
Mg^{2+}	1.3×10^{14}	Mg^{2+}	0.6
Na^+	2.0×10^{14}	Na^+	0.5
K^+	7.4×10^{13}	K^+	0.1

Table 3-8. Quantity of ions in sea and Lake Balkhash

Sea Water (t)		Lake Balkhash (t)	
HCO_3^-	1.9×10^{20}	alkalinity	26
SO_4^{2-}	3.6×10^{21}	SO_4^{2-}	78
Cl^-	2.6×10^{22}	Cl^-	39
Ca^{2+}	5.5×10^{20}	Ca^{2+}	3
Mg^{2+}	1.7×10^{21}	Mg^{2+}	12
Na^+	1.5×10^{22}	Na^+	47
K^+	5.2×10^{20}	K^+	4

アルカリ度は 1.9t、 SO_4^{2-} は 1.7t、 Cl^- 0.5t であった。

Fig.3-24 に示したように各地点の meq.% は、イリ川からバルハシ湖に流入した後、イオンバランスは Ca^{2+} では著しく、 Mg^{2+} はわずかに減少し、逆に Na^+ が増加していた。また、アニオンではアルカリ度が減少し逆に SO_4^{2-} と Cl^- が増加した。この結果からバルハシ湖に入ったのち、おもに Ca^{2+} が除去され、イオンバランスに影響したものである。

Table3-7 に示したイリ川から流入する塩類量と Table3-8 に示したバルハシ湖に存在する塩類量の比は、 Ca^{2+} 1/4、 Na^+ 1/100、 K^+ 1/40、 Mg^{2+} 1/20、 SO_4^{2-} 1/50、 Cl^- 1/80 である。ここで、 Ca^{2+} は湖水の存在量に対する負荷量をもっとも大きい。湖水の塩類を一定に保つには Ca^{2+} の除去の寄与が大きいことがこのことからわかる。角皆（1985）は、海洋の Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- の平均滞留時間は、 10^7 年以上であるとしている。そして、 10^7 年以上の平均滞留時間をもつ元素は水中できわめて安定なイオンを形成する元素群で、海洋での反応性に乏しい。そのため、海洋における直接的観測結果から除去過程を解明することは難しいとした。バルハシ湖では Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- のイリ川による負荷量は Ca^{2+} にくらべ小さく、湖の除塩機構にはそれほど大きな影響を与えていないといえる。

3.4.5. 除塩機構の歴史的変化

Tarasov（1961）が、1956 年にバルハシ湖で水質の調査を行っている。その結果と約 40 年後の今回の結果を比較し、この間に除塩

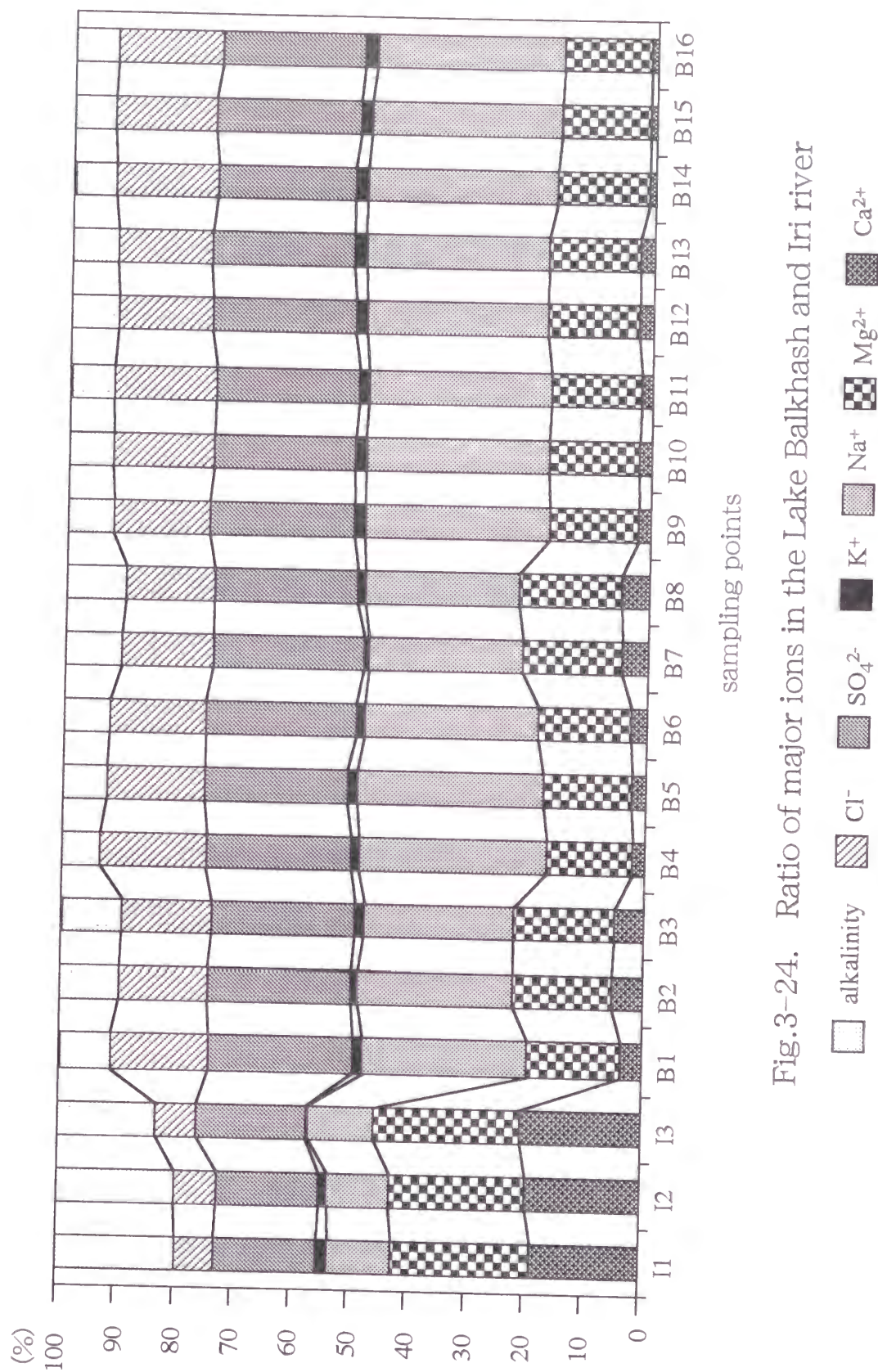


Fig.3-24. Ratio of major ions in the Lake Balkhash and Iri river

機構の変化の有無について検討した。各イオンと TDS との関係を Fig. 3-25～Fig. 3-30 に示した。その結果、TDS と Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ および Cl^- の間には 1956 年と 1993 年で有意な差はなかった。 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} およびアルカリ度には有意な差が認められた。1956 年よりも 1993 年の方が、TDS に対して Ca^{2+} と SO_4^{2-} は高くなっていたが、これに対して、アルカリ度は 1993 年の方が低かった。 Ca^{2+} は 1956 年と 1993 年で回帰直線の傾きがほぼ同じで、TDS が大きくなると、 Ca^{2+} 濃度が小さくなっていた。しかし、TDS に対する Ca^{2+} は 1993 年の方が、1956 年より大きくなっていた。このことは Ca^{2+} が増えていることを意味するが、 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 、 Mg^{2+} 、などに比べると絶対量が 1 オーダー低いので塩湖化が進んでいるとは言えない。1993 年のアルカリ度が、1956 年と比べて低いのは、湖水中の SO_4^{2-} 濃度がこの間に高くなったことが原因である。すなわち SO_4^{2-} が高くなると HCO_3^- が分解されアルカリ度が減少していた。この SO_4^{2-} の増大はバルハシ湖岸に建設された年間 3 万トンの銅の精錬工場に起因する。

今回の調査地点（1993）とそれに近い Tarasov（1961）の採取地点でのカチオン、アニオンおよび TDS の結果を Fig. 3-31～Fig. 3-32 に示した。 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} と TDS は、すべての地点で 1993 年の方が 1956 年よりも高くなっていた。一方、アルカリ度と Ca^{2+} には明らかな差はなかった。

1993 年の TDS が 1956 年より高いことはこの間に湖水の塩類量が増えていることを意味する。しかし、各イオンと TDS との関係 (Fig. 3-30～Fig. 3-35) では、この 38 年間で Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- は有為な差はみられなかった。このことからこれらの除塩機構はこの間に変化していない。

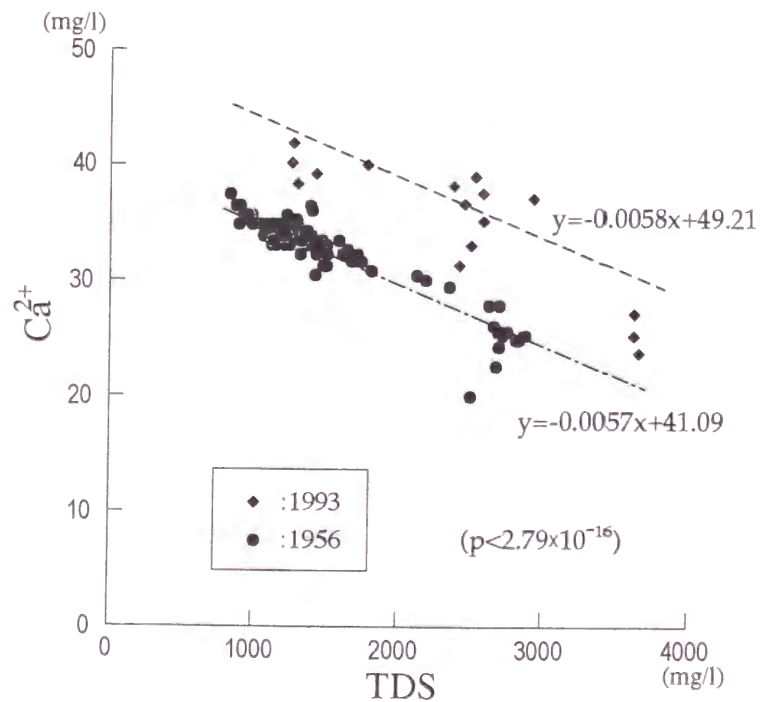


Fig. 3-25. Concentrations Ca^{2+} and TDS with their regressions

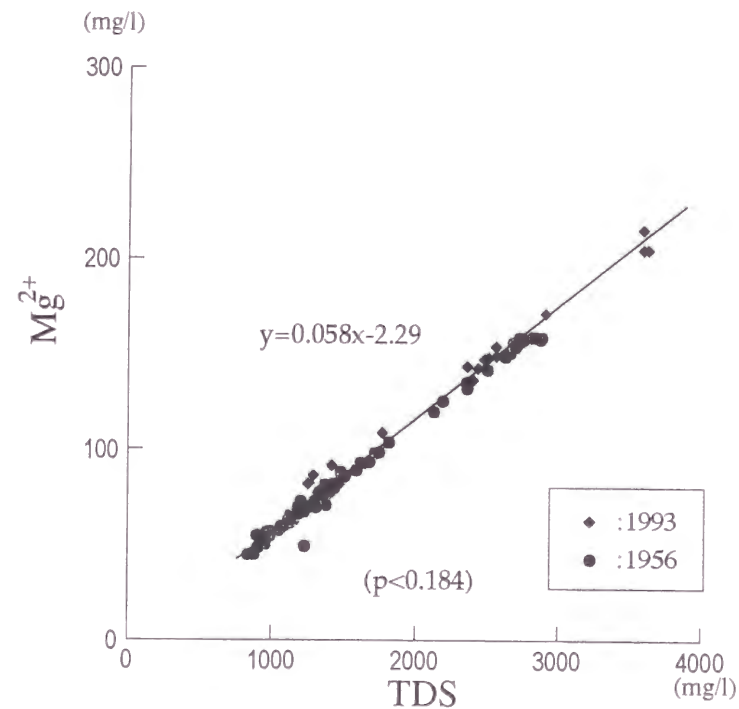


Fig. 3-26. Concentrations Mg^{2+} and TDS with their regressions

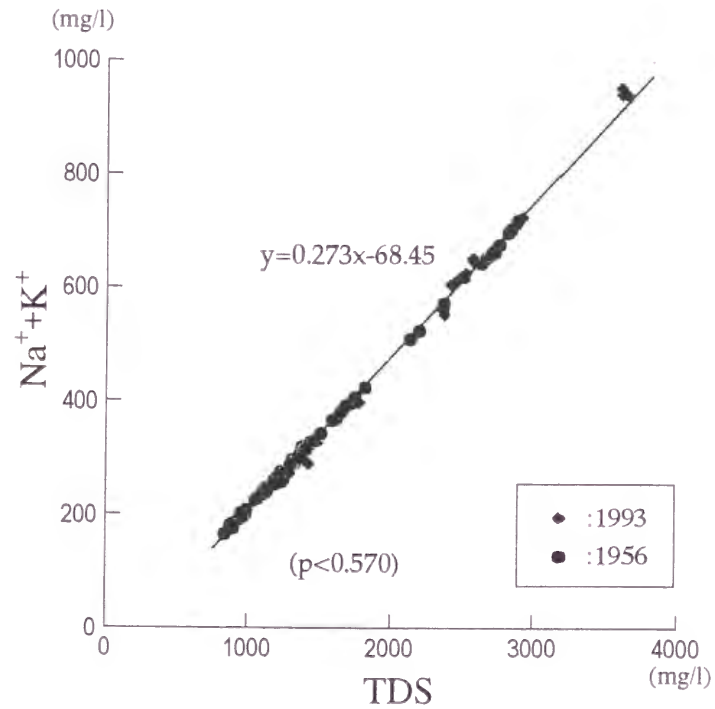


Fig. 3-27. Concentrations $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ and TDS with their regressions

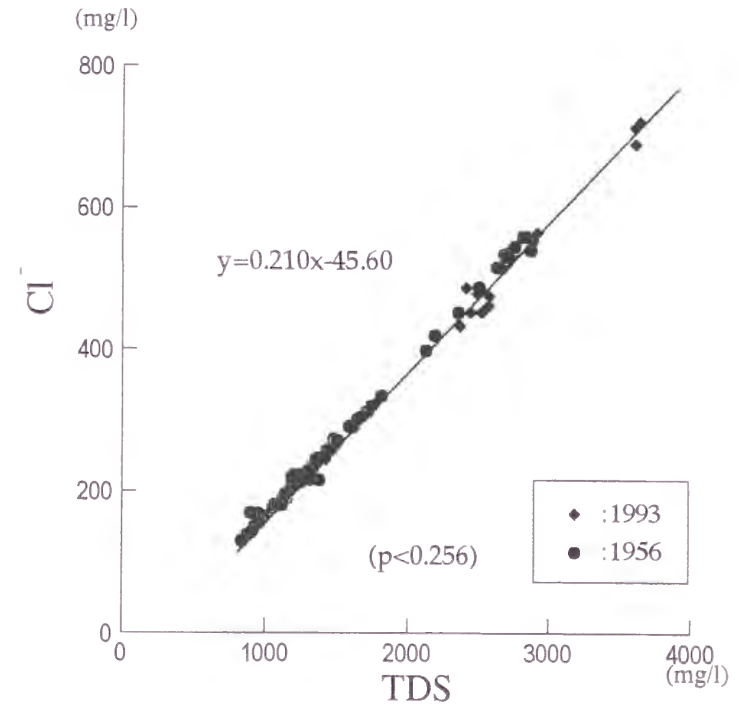


Fig. 3-28. Concentrations Cl^- and TDS with their regressions

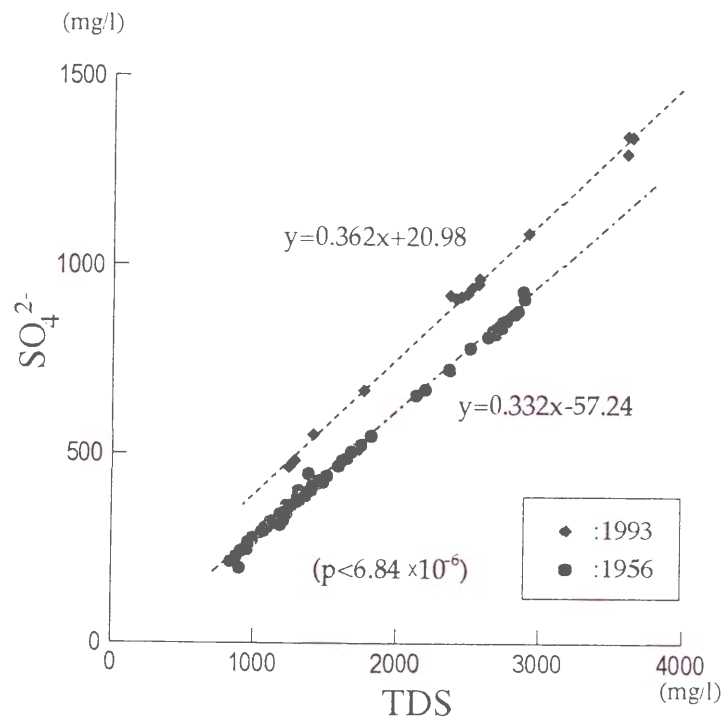


Fig. 3-29. Concentrations SO_4^{2-} and TDS with their regressions

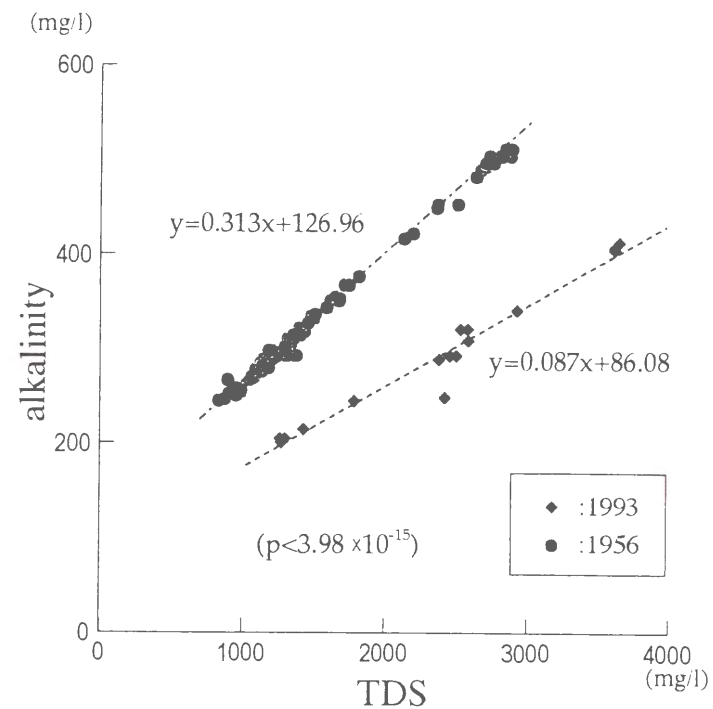


Fig. 3-30. Concentrations alkalinity and TDS with their regressions

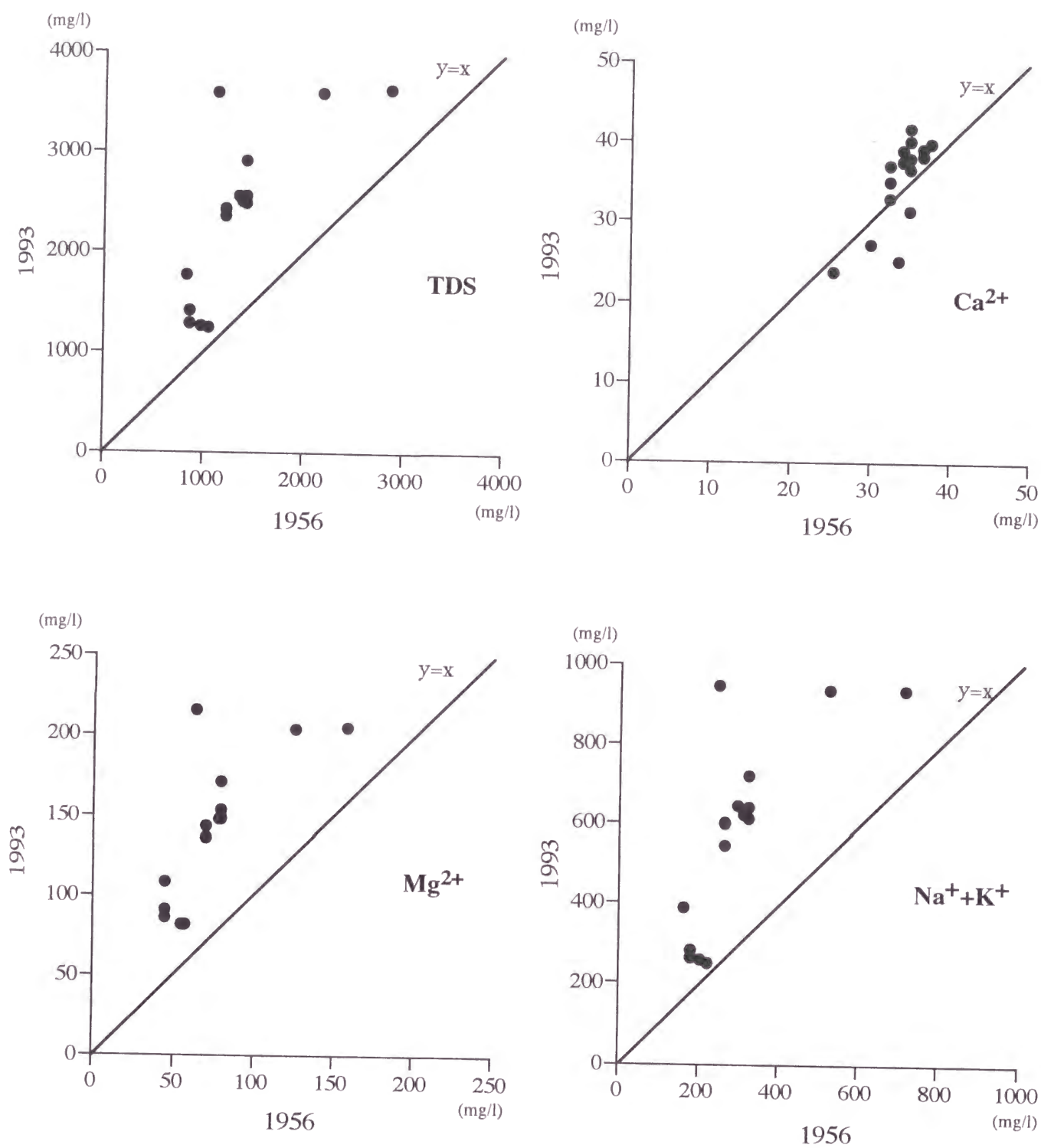


Fig. 3-31. The Relationships of the TDS and cations in 1956 and 1993

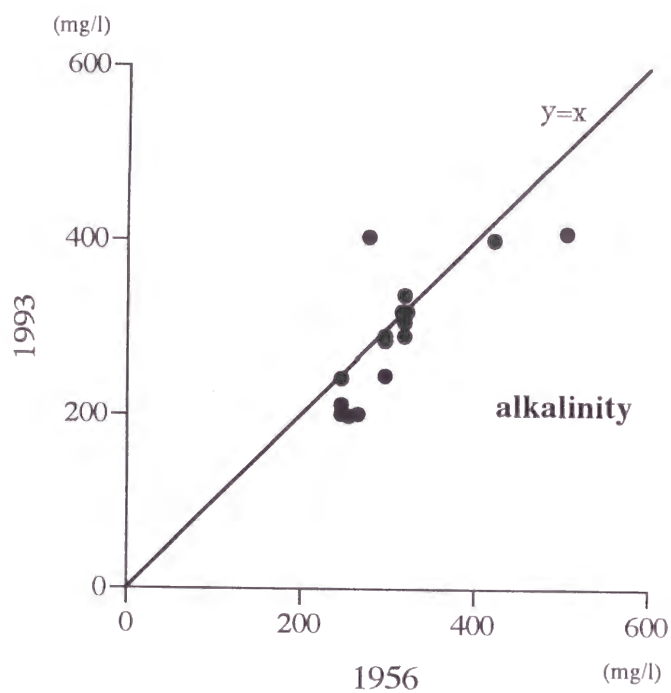
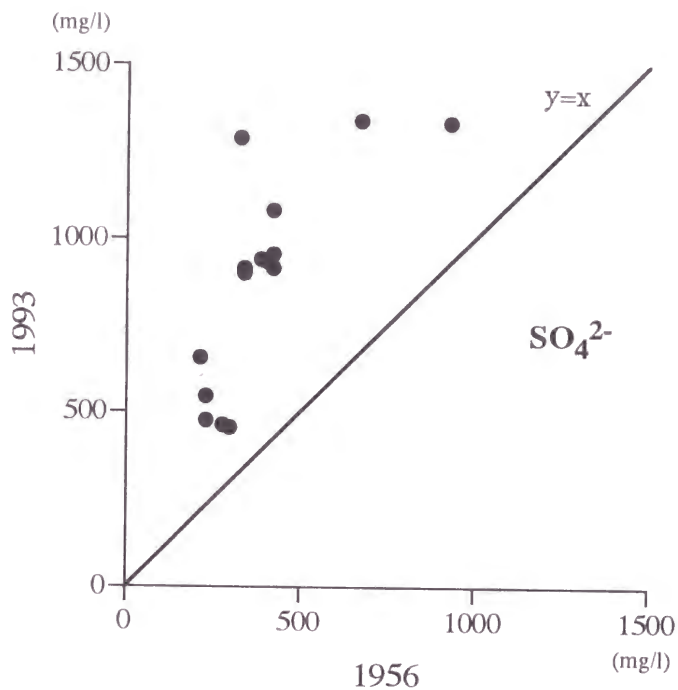
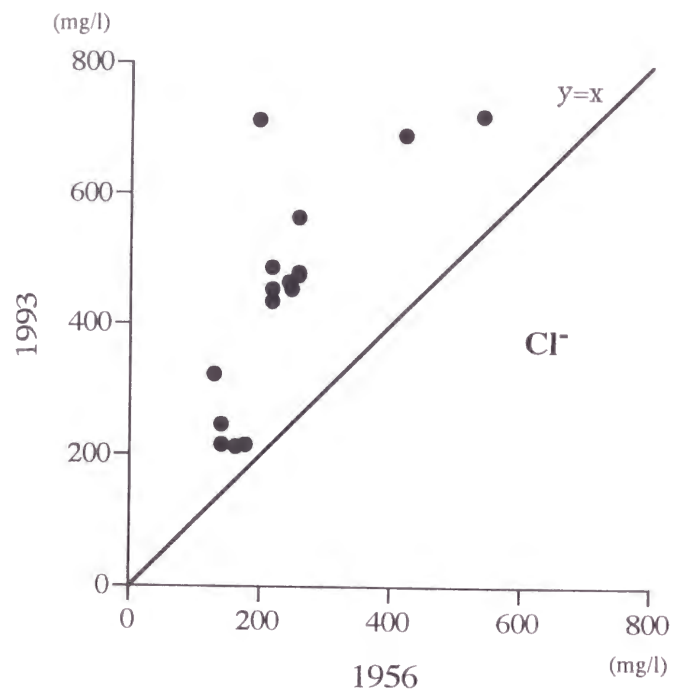


Fig. 3-32. The Relationships of the anions in 1956 and 1993

3.5. 結語

バルハシ湖の化学組成を調べた結果、pH、EC、TDS および Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、アルカリ度の濃度は流入河川であるイリ川より高くなっていた。しかしバルハシ湖の Ca^{2+} 濃度はイリ川より低かった。バルハシ湖内は、 Ca^{2+} を除くカチオンとアニオンは TDS と正の直線関係にあった。これに対し、 Ca^{2+} と TDS は負の関係にあった。

イリ川は世界の河川の平均と比較して、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} の割合が高く、 Cl^- の割合の低い河川である。バルハシ湖は、海洋に比べ、カチオンに占める K^+ の割合が高く、アニオンでは SO_4^{2-} とアルカリ度が高かった。

バルハシ湖の EC、TDS および Ca^{2+} を除くカチオン、アニオン濃度は湖南西部で低く、湖南東部では高かった。これらの項目を調べるによりバルハシ湖内では、時計回りの環流が生じていることが判明した。

B2 地点の、表層の間隙水の Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度は、湖水より高かった。このことから、間隙水中の各イオンが、湖水中へと拡散している。

バルハシ湖の Ca^{2+} 濃度は過飽和状態にあり、カルサイトとして析出し、除去されている。また、バルハシ湖内で、TDS が高くなるにつれ、 Ca^{2+} 濃度が低くなっていることから、今回のバルハシ湖調査域の全域で Ca^{2+} が湖水中から除去されている。

バルハシ湖の湖底堆積物中に貝化石はほとんど認めらず、 Ca^{2+} の除去に対し生物過程の生物過程の寄与は小さい。

40 年前の Tarasov の結果に比べ湖内での Ca^{2+} 濃度はわずかに高くなっているが Ca^{2+} の化学的な除塩機構は現在も正常に作用している。

第4章 アラル海の塩湖化

4.1. はじめに

1950年代以後ソ連邦の自然大改造計画のもとで、アラル海の集水域で大規模灌漑農業が行われるようになった。その灌漑用水としてアラル海への流入河川であるアムダリヤ、シルダリヤの水が使用されたためアラル海への流入量が激減した。その結果、アラル海の湖面積は縮小し、塩分が上昇した。

Micklin (1988)は、アラル海の塩分の上昇により漁業が壊滅状態に追いこまれ、かつての湖底が、塩砂漠となり、その塩類、農薬等が周辺地域に飛来し、住民の健康と農作物に影響を与えていると報告している。しかし、実際にこの論文に示されているデータは、主に水文学的データである。そして、塩砂漠の位置や、飛来した塩類、農薬汚染および住民の健康被害の実態調査の科学的なデータは示されていない。しかし、かつては世界第4位であった湖が、消滅するかもしれないという報告は非常に大きな衝撃を与え、アラル海の問題について、旧ソ連邦のみならず、全世界の人が知る問題となった。

アラル海に関する入手可能な科学的な情報は少なく、したがって、全体像を描くのが難しいのが現状である。しかし、アラル海の問題を正確に把握することはそれを再生する上で不可欠なことである。そこで、今回アラル海および流域で水質と生物相に関する調査を行った。

4.2. 試料と方法

4.2.1. 調査地と試料

1994年8月～9月にアラル海北部、小アラル海といわれる地域とカムシェリバス湖とチャルダラ湖およびシルダリアにて調査を行い、それぞれ、7地点、3地点、3地点、10地点で試料を採取した。(Fig.4-1)。

湖水をバンドン採水器で採取し、直ちに0.45mmのミリポアフィルターでろ過した後、ろ液100mlをイオン分析用試料とした。湖底堆積物のコア試料は、内径5.2cmの円筒管のK.K. コアサンプラーで、錘を使わずにゆっくりと湖底に突き刺していく方法で採取した。採取したコア試料は、2cm深ごとに切り、間隙水の蒸発を防ぐために、チャック付きサンプル袋にいれ、堆積物の化学組成分析と間隙水のイオン分析用試料とした。チャルダラ湖、シルダリアでは表層数cmしか堆積物を採取できなかったため、1地点1サンプルとした。

水温、pH、電気伝導度(EC)、溶存酸素量(DO)は、その場で携帯用多項目水質計HORIBA U-10を用い測定した。測定地点の緯度、経度はSONY Portable Global Positioning System (GPS)で決定した。

4.2.2. 分析方法

試料水の Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度およびアルカリ度や、湖底堆積物のコア試料中のNa、K、Mg、Ca濃度は3章で述

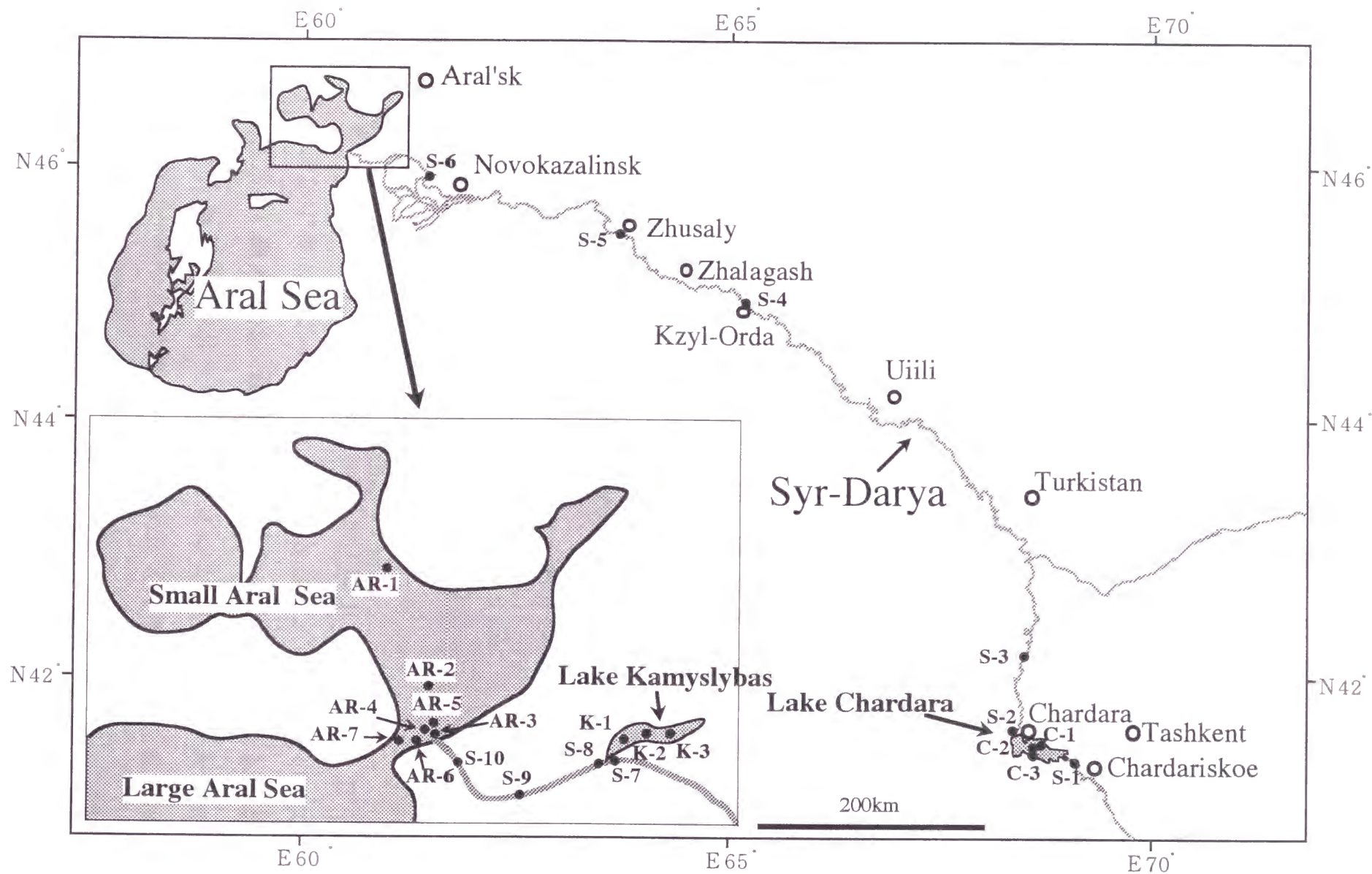


Fig.4-1. Sampling site in the Aral Sea

べた方法で分析した。

湖底堆積物中の間隙水は、3 章と同様の方法で堆積物から取り出し、市販の原子吸光用標準試料（（株）和光純薬工業）を用い、原子吸光光度計 Shimadzu AA660 で Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 濃度を定量した。

4.3. 結果

4.3.1. 河川水ならびに湖水の水質とイオン濃度

採水地点の緯度、経度と試水中の pH、電気伝導度(EC)、溶存酸素量(DO)、温度、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度とアルカリ度の結果を Table4-1 に示す。小アラル海の採取地点は水深が浅く、最も深い AR-2 で 2.8 m、湖南部の大部分が水深 1m 程度であった。そのため表層と底層の水質に差はなかった。

今回調査した地域では pH は、最も低い S-10 で 8.16、最も高い AR-1 で 8.61 と変動は小さかった。

チャルダラ湖とシルダリアの EC (mS/cm) は 1.25~1.67 と低く、上流部と下流部でほとんど差がなかった。カムシェリバス湖の EC は、11.1~11.4 と湖内では一様であったが、シルダリアよりも高かった。小アラル海では 1.62~44.1 と地点によって異なり、河口部の AR-3 と AR-6、AR-7、AR-4、AR-2、AR-5 の順に高く、最北部の AR-1 が最も高かった。

Na^+ 濃度 (meq./l) は、チャルダラ湖では 4.3~5.8 と低く、湖内では差は小さかった。シルダリアでもチャルダラ湖と同様に 4.9~

Table 4-1. Water quality in Syr-Darya, the Lake Chardara., the Lake Kamslybas, and the Small Aral Sea

Sampling site	Position		pH	EC (mS/cm)	DO (mg/l)	Temp. (°C)	Na ⁺ (meq./l)	K ⁺ (meq./l)	Ca ²⁺ (meq./l)	Mg ²⁺ (meq./l)	SO ₄ ²⁻ (meq./l)	Cl ⁻ (meq./l)	alkalinity (meq./l)
	Lat. N	Long. E											
C-1	41°12'41.6"	68°09'53.2"	8.47	1.54	8.3	25.1	5.8	0.1	5.5	5.2	11.6	2.5	2.6
C-2	41°09'02.2"	68°06'29.4"	8.34	1.66	7.6	22.2	5.8	0.1	5.7	5.3	12.0	3.8	2.4
C-3	41°07'16.4"	68°04'17.3"	8.58	1.25	6.3	21.6	4.3	0.1	4.1	3.8	8.4	2.0	2.2
S-1	41°06'57.3"	68°25'17.1"	8.17	1.72	7.2	25.7	6.2	0.1	7.3	5.7	13.0	2.8	4.8
S-2	41°14'55.0"	67°57'58.7"	8.18	1.47	4.9	22.8	4.9	0.1	4.7	4.7	10.0	2.3	2.0
S-3	42°12'54.4"	68°14'35.6"	8.52	1.47	7.0	25.7	5.5	0.1	5.0	5.1	10.7	2.6	2.4
S-4	44°45'50.7"	64°31'52.9"	8.43	1.62	8.7	18.4	5.2	0.1	4.6	4.7	10.3	2.8	3.0
S-5	45°28'15.3"	65°03'44.5"	8.51	1.56	7.7	20.2	5.8	0.1	5.0	5.3	10.7	2.8	2.6
S-6	45°45'30.0"	62°19'52.9"	8.51	1.46	6.3	20.2	5.5	0.1	4.9	5.1	10.2	2.5	2.2
S-7	46°05'28.9"	61°32'54.5"	8.47	1.60	7.3	17.6	5.5	0.1	5.3	4.8	10.3	2.8	2.4
S-8	46°06'69.6"	61°29'68.0"	8.36	1.59	9.2	16.5	6.1	0.1	5.5	5.7	12.0	3.0	2.4
S-9	46°15'46.1"	61°16'11.6"	8.21	1.54	—	18.4	6.0	0.1	4.8	5.5	12.0	2.8	2.6
S-10	46°05'70.6"	61°53'47.0"	8.16	1.67	7.0	15.7	6.6	0.1	5.2	5.8	11.4	3.0	2.6
K-1	46°09'15.0"	61°41'70.5"	8.48	11.1	6.9	18.7	35.0	0.7	13.5	28.2	52.0	20.0	3.0
K-2	46°09'22.1"	61°45'18.6"	8.49	11.2	9.0	18.4	47.2	0.9	18.2	35.6	68.8	26.3	3.6
K-3	46°10'37.1"	61°53'46.6"	8.32	11.4	9.3	18.2	46.4	0.9	18.1	36.3	63.7	25.7	3.6
AR-1	46°47'08.3"	60°39'89.1"	8.61	44.1	9.6	17.1	246.7	7.5	135.5	122.2	162.4	256.6	4.4
AR-2	46°12'23.1"	60°51'57.6"	8.45	29.4	7.3	17.4	150.7	4.4	23.3	72.8	104.3	147.6	3.6
AR-3	46°08'13.6"	60°49'46.3"	8.19	1.62	7.8	17.2	6.6	0.1	5.3	5.9	12.2	3.0	2.4
AR-4	46°08'39.6"	60°49'19.5"	8.45	15.4	7.8	16.7	80.9	2.3	15.0	40.3	52.0	78.8	3.0
AR-5	46°08'63.0"	60°19'29.0"	8.46	29.7	6.9	14.4	141.1	4.1	21.8	68.8	90.9	140.4	3.4
AR-6	46°06'62.8"	60°49'30.6"	8.35	2.25	7.8	21.1	10.7	1.4	6.0	7.8	16.1	7.6	2.6
AR-7	46°05'87.3"	60°44'16.6"	8.50	13.0	8.9	20.7	68.4	0.1	11.0	35.5	54.8	62.1	2.8

6.6 と低く、上流部と下流部でほとんど変化しなかった。カムシェリバス湖では、35.0～47.2 で、シルダリアに近いの K-1 で他の 2 点より低かった。小アラル海では EC と同様の傾向を示し、最も低いのは AR-3 で 6.6、最も高い AR-1 は 246.7 であった。

K^+ 濃度 (meq./l) は、チャルダラ湖とシルダリアでは 0.1 と低く、一様であった。カムシェリバス湖ではシルダリアより高く、0.7～0.9 で、K-1 は他の 2 点より低かった。小アラル海では Na^+ 濃度と同じ順で、最も低い AR-3 は 0.1、最も高い AR-1 は 7.5 であった。

Ca^{2+} 濃度 (meq./l) は、 Na^+ 、 K^+ 濃度と同様の傾向を示した。チャルダラ湖では 4.1～5.7 と低く、一定であった。シルダリアでもチャルダラ湖と同様に 4.6～7.3 と低く、上流部から下流部までほとんど変化しなかった。カムシェリバス湖ではシルダリアより高く、13.5～18.2 で、K-1 が他の 2 点より低かった。小アラル海では EC と同じ順で、最も低い AR-3 は 5.3、最も高い AR-1 は 135.5 であった。

Mg^{2+} 濃度 (meq./l) は、 Na^+ 、 K^+ や Ca^{2+} 濃度と同様の傾向を示した。チャルダラ湖では 3.8～5.3 と低くかった。シルダリアでもチャルダラ湖と同様に 4.7～5.8 と低く、上流部と下流部で差はほとんど認められなかった。カムシェリバス湖では、シルダリアより高く、28.2～36.3 で、K-1 が他の 2 点よりも低かった。小アラル海では EC と同じ順で、最も低い AR-3 は 5.9、最も高い AR-1 は 122.2 であった。

SO_4^{2-} 濃度 (meq./l) も、カチオンと同様の傾向を示した。チャルダラ湖では 8.4～11.6 と低かった。シルダリアでもチャルダラ湖とほぼ同じレベルで 10.2～13.0 と低く、上流部と下流部で差は認められなかった。カムシェリバス湖ではシルダリアより高く、52.0～68.8 で K-1 が最も低かった。小アラル海では EC と同じ順で、最

も低い AR-3 は 12.2、最も高い AR-1 は 162.4 であった。

Cl⁻濃度 (meq./l) も、カチオンや SO₄²⁻濃度と同様の傾向を示した。チャルダラ湖とシルダリアでは 2.0~3.8 と低く、上流部と下流部でほとんど差異はなかった。カムシェリバス湖ではシルダリアより高く、20.0~26.3 で、K-1 が最も低かった。小アラル海では EC と同じ順で、最も低い AR-3 は 3.0、最も高い AR-1 は 256.6 であった。

アルカリ度 (meq./l) は 2.0~4.8 で、他のイオン濃度は異なり採取地点による差はほとんど認められなかった。

4.3.2. 湖底堆積物の元素分布

アラル海およびチャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖で除去された塩類は、湖底に堆積すると考えられる。そこで、塩類の除去がどのように行われたかを調べるため堆積物中の塩類濃度の垂直分布を調べた。

アラル海とカムシェリバス湖の湖底堆積物の垂直分布を Fig.4-2 と Fig.4-3 に示す。アラル海の Na 濃度の平均値 (mg/g) は、AR-1 で 4.6、AR-2 で 11.9、AR-3 で 8.4、AR-4 で 3.1、AR-5 で 4.1 で、AR-4 が最も低く、AR-2 が高かった。AR-1 は、表層で他のコアよりも低い値が 10~14cm 深で増加した。AR-2 では表層で低く、深さとともに高くなった。AR-3 では変動幅が小さかった。AR-4 では表層で 9.7 の最大値を示し、6cm 深まで急激に減少し、その後一定であった。AR-5 では表層で 8.7 と高く、その後減少し、12cm 以深では変動が小さかった。

K 濃度の平均値 (mg/g) は、AR-1 で 6.3、AR-2 で 19.6、

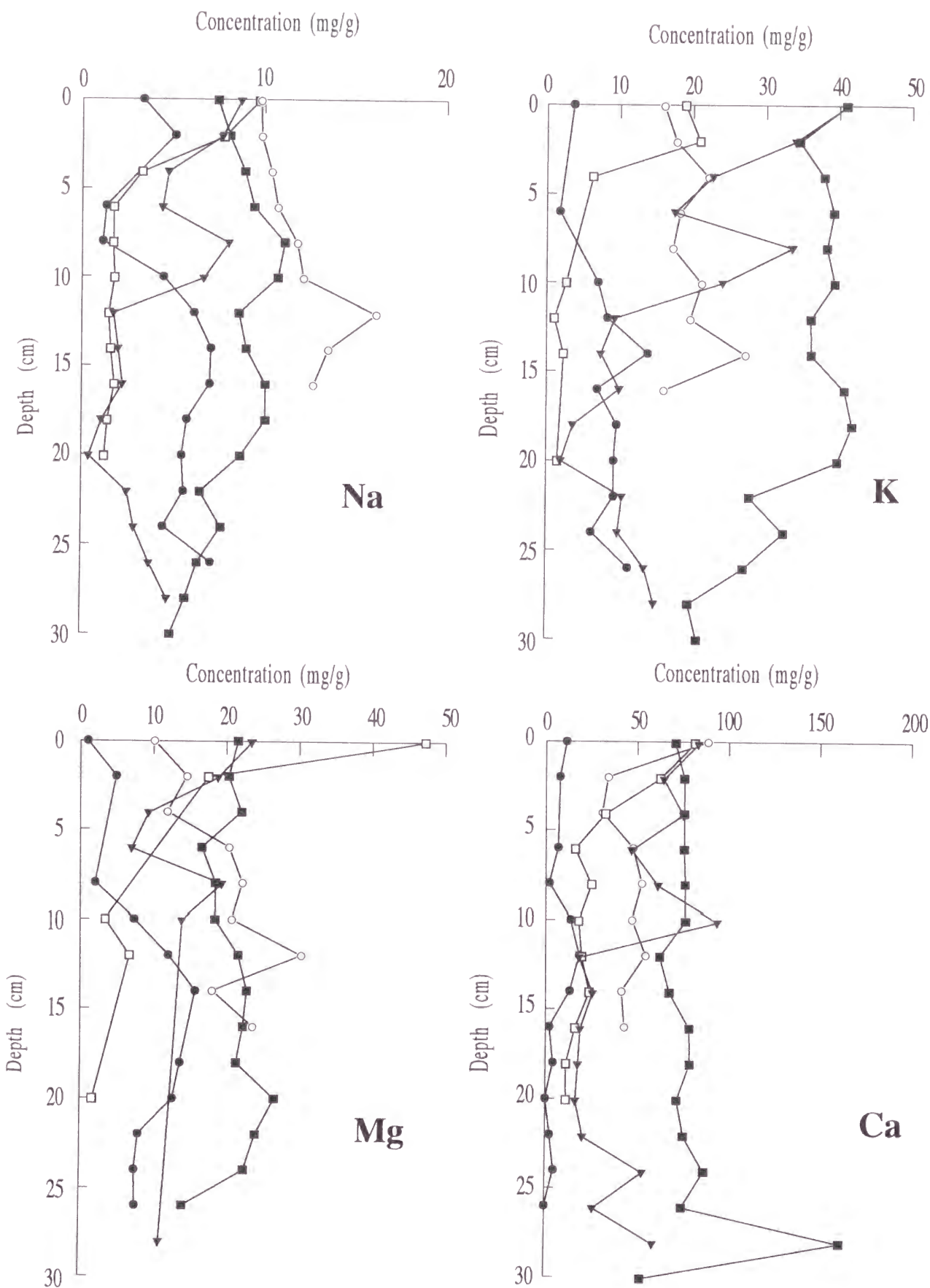


Fig. 4-2. Vertical change of Na, K, Mg, Ca in the sediment of the Aral Sea

Sampling site: AR-1: ● AR-2: ○ AR-3: ■ AR-4: □ AR-5: ▼

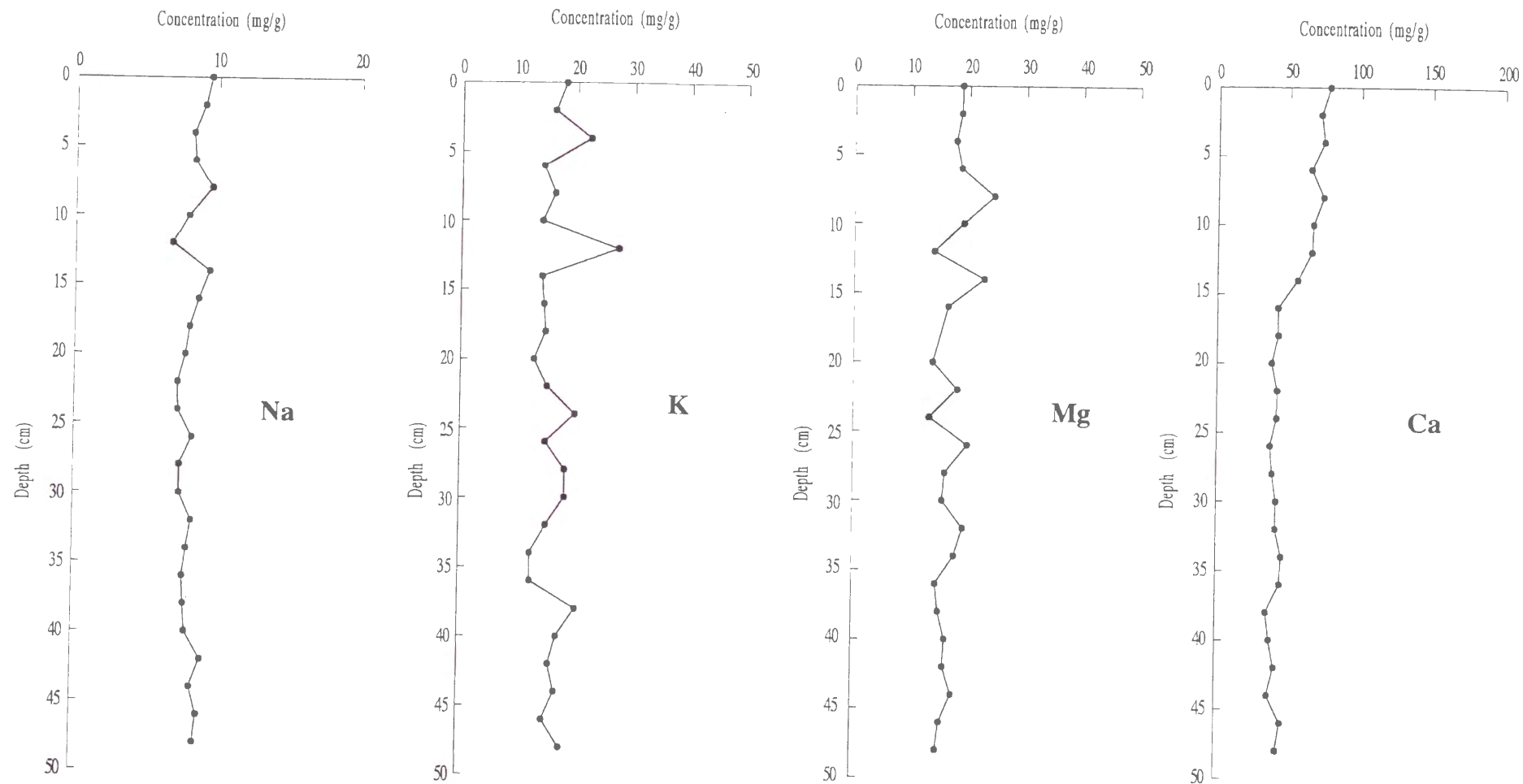


Fig. 4-3. Vertical change of Na, K, Mg, Ca in the sediment of the Lake Kamslybas (K-2)

AR-3 で 34.7、AR-4 で 4.9、AR-5 で 17.0 で、AR-4 が最も低く、AR-3 が高かった。AR-1 は垂直方向での差は小さく、全ての深さで低くかった。AR-2 は垂直方向での差は小さかった。AR-3 は全ての深さで最も高かった。AR-4 は表層で高く、4cm 深で急激に減少し、その後一定であった。AR-5 も Na と同様に、表層で高く、その後減少し、12cm 以深では変動が小さかった。

Mg 濃度の平均値 (mg/g) は、AR-1 で 6.6、AR-2 で 19.1、AR-3 で 18.3、AR-4 で 7.0、AR-5 で 14.8 で、AR-1 が最も低く、AR-2 が高かった。AR-1 は、表層で他のコアよりも低いのが 10~14cm 深で増加した。AR-2 では深さとともに上昇した。AR-3 は垂直方向での差は小さかった。AR-4 は表層で高く、2cm 深で急激に減少し、その後一定であった。AR-5 は垂直方向での差は小さかった。

Ca 濃度の平均値 (mg/g) は、AR-1 で 6.6、AR-2 で 48.9、AR-3 で 79.1、AR-4 で 29.2、AR-5 で 46.1 で、AR-1 が最も低く、AR-3 が高かった。AR-1 では垂直方向での差は小さく、全ての深さで低くかった。AR-2 では表層で最も高かった。AR-3 では 28cm で 161.5 で非常に高かったが、それ以外はほぼ一定であった。AR-4 では表層で高く、6cm まで減少した。小アラル海ではコア試料中に貝化石を非常に多く含む層がそれぞれ数センチ存在した。ここでは貝化石を除いて分析しているので、貝殻を含むと Ca はさらに高くなる。

カムシェリバス湖の K-2 の平均値 (mg/g) は、Na で 8.3、K で 16.5、Mg で 16.6、Ca で 50.3 で、アラル海と比べ垂直方向での差は小さかった。

次に、チャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖とアラル海の表層堆積物中の Na、K、Ca、Mg 濃度を Fig.4-4 に示す。x 軸は上流部から下流部に、アラル海内では河口からの水平距離の順に並

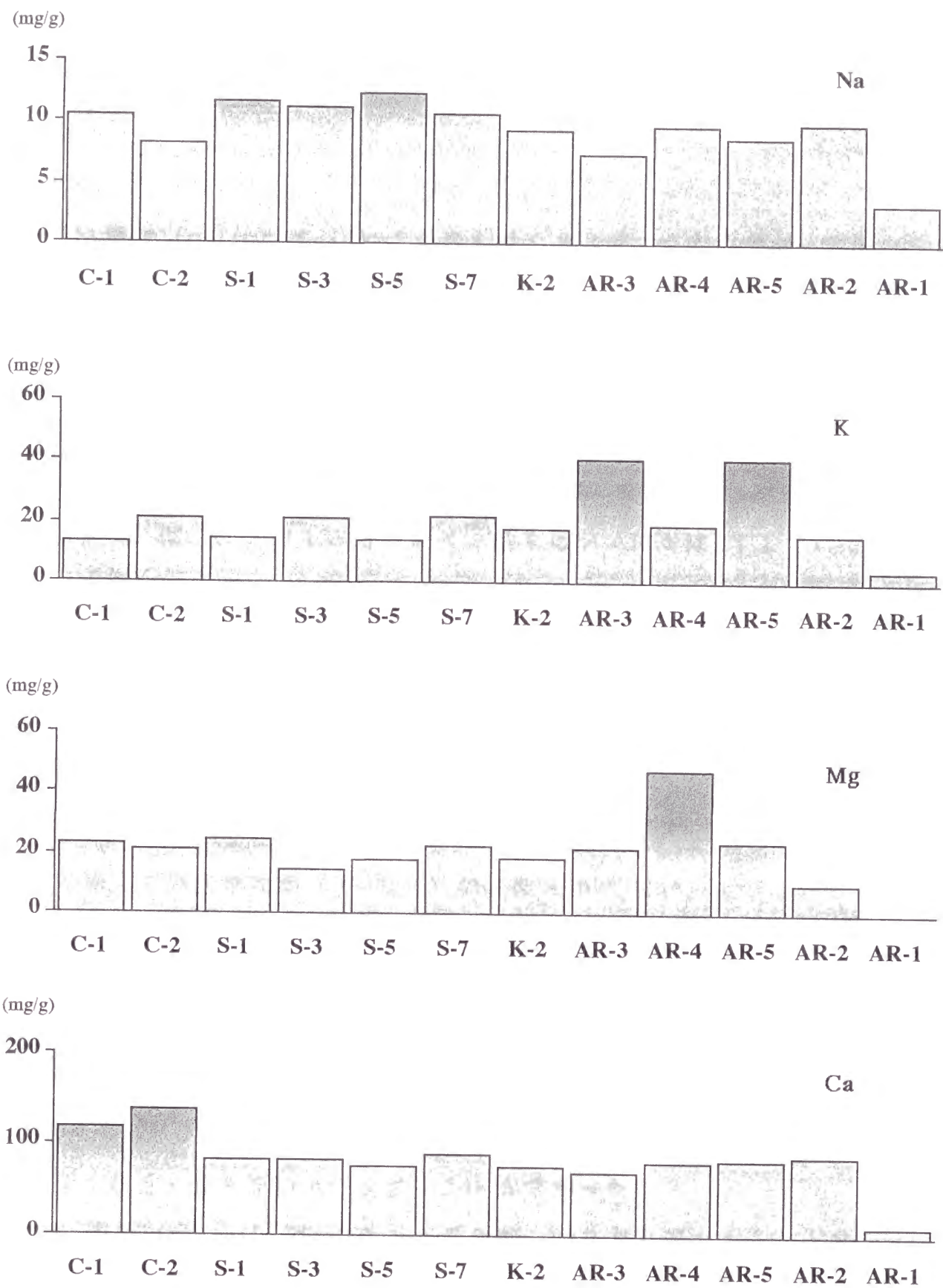


Fig.4-4. Na, K, Mg, and Ca in the surface of sediment in the Lake Chardara, Syr-Darya, the Lake Kamslybas, and the Aral Sea

C: Lake Chardara, S: Syr-Darya, K: Lake Kamslybas, and AR: Aral Sea

べた。

Na 濃度 (mg/g) は、AR-1 が最も低く 3.3 で、これ以外は、7.5 ~12.3 で AR-1 の約 2~4 倍であった。K 濃度 (mg/g) は、AR-3 と AR-5 で 41.2 と 41.1 と高く、最も低い AR-1 は 3.7 で高いところの 1/11 であった。それ以外は 13.8~21.8 であった。Mg 濃度 (mg/g) は、AR-4 が最も高く 47.2 で、最も低い AR-1 は 1.3 で AR-4 の 1/36 であった。それ以外は 24.6~10.1 であった。Ca 濃度 (mg/g) は、C-2 で 138.9 と高く、最も低い AR-1 は 11.1 で C-2 の 1/13 であった。

4.3.3. 湖底堆積物中の間隙水のカチオン濃度

各地点の湖底堆積物 (0~2cm) の間隙水中の Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度を Table 4-2 に示す。

間隙水中の Na^+ 濃度 (meq./l) は、チャルダラ湖で 5.9 と 7.6、シルダリアで 4.4~9.9 と低かった。カムシェリバス湖では 46.5 と、チャルダラ湖やシルダリアよりも高かった。小アラル海では、AR-1 で 28.5 と最も低い値を示した。AR-2、AR-3、AR-4、AR-5 と高くなり、最も高い AR-5 では 248.5 であった。

K^+ 濃度 (meq./l) は、チャルダラ湖、シルダリアとカムシェリバス湖で 0.1~0.2 と低かった。小アラル海内では、AR-1 で 1.7 と最も低く、AR-2、AR-3、AR-5 の順に高くなり、最も高い AR-4 では 8.8 であった。

Mg^{2+} 濃度 (meq./l) はチャルダラ湖で 16.0、17.2 と高く、シ

Table. 4-2 Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , and Ca^{2+} in the pore water in the Lake Chardara, Syr-Darya, the Lake Kamslybas, and the Aral Sea

C:Lake Chardara, S:Syr-Darya, K:Lake Kamslybas, and AR:Aral Sea

Sampling site	Na^+ (meq/l)	K^+ (meq/l)	Mg^{2+} (meq/l)	Ca^{2+} (meq/l)
C-1	7.6	0.3	16.0	20.3
C-2	5.9	0.2	17.2	24.0
S-1	4.4	0.1	6.0	6.7
S-3	5.5	0.1	7.9	7.5
S-4	6.4	0.2	6.1	5.2
S-5	7.2	0.2	5.3	5.7
S-6	9.9	0.2	9.3	7.1
K-2	46.5	1.0	3.0	16.0
AR-1	28.5	1.7	2.4	13.3
AR-2	121.3	4.5	6.4	19.9
AR-3	144.9	6.3	7.5	17.2
AR-4	197.1	8.8	9.2	14.3
AR-5	248.5	8.6	11.3	14.8

シルダリアは、5.3～9.3 であった。カムシェリバス湖は 3.0 で、小アラル海は、AR-1 が 2.4 で最も低く、AR-5 が 11.3 であった。

Ca²⁺ 濃度 (meq./l) は、チャルダラ湖は 20.3、24.0 と高く、シルダリアは 5.2～7.1 と低かった。カムシェリバス湖と小アラル海は、13.3～19.9 であった。

第 4 節 考察

4.4.1 シルダリアの河川水とチャルダラ湖、カムシェリバス湖 およびアラル海の湖水の化学組成

4.4.1.1. EC

シルダリアの上流部のチャルダラ湖とシルダリアの上流から下流にかけての EC はアラル海より低く、ほぼ一定であった (Table 4-1)。今回試料採取した地域では、灌漑によって主に綿花栽培が行われている。この灌漑地からの高塩分の排水がシルダリアに流入していれば、上流部よりも下流部で高くなるはずである。しかし、EC の値が変化していないことは、灌漑排水はシルダリアの河川水の水質に影響を与えているほど流入していないと考えられる。シルダリア流域では 60 年代以降は平坦で排水の悪い地域を灌漑し、綿花栽培の農地にしはじめた。これにともない、河川からの取水量は 1950 年代と比べ 1985 年までに 2 倍になった (Rubanova & Gorelkin, 1991)。排水の悪い農地では、シルダリアから取水した水は、畑で蒸発もしくは地下水へ流入し、排水が再びシルダリアに返らず、シルダリア下流部の EC が高くならなかったであろう。

カムシェリバス湖の EC は、チャルダラ湖やシルダリアの EC よりも高くなっていた。チャルダラ湖はダム湖で、入ってきた河川水は、ほとんどそのまま流出している。一方のカムシェリバス湖は、三日月湖をシルダリアとつなげてできた湖で、シルダリアと連結している部分は 20 m 程の幅しかなく、流出より蒸発によって水量がコントロールされている小さな塩湖である。このため、ダム湖のチャルダラ湖とは異なり、カムシェリバス湖では、シルダリアよりも EC が高かった。

アラル海の EC (mS/cm) は、シルダリアの河口部の AR-3 で 1.62 と河川とほぼ等しく、北部になるほど高くなり、最北部の AR-1 では 44.1 と最大値を示した。一方、河口部より南西部の岸近くの AR-6 は河口部の AR-3 に、さらに南部の AR-7 は河口部の西側の AR-4 に近く低かった。AR-7 の南は、小アラル海と大アラル海の連結部で、湖水は小アラル海から大アラル海へと流れていた。また、AR-3 より南西部の AR-6、AR-7 で EC が低いことから、河口部でシルダリアの流入水と混じり湖岸沿いに南下し、大アラル海に流れている。その結果、シルダリアの河川水の影響は小アラル海の北部まで及ばず、北部になるほど高かった。

4.4.1.2. イオン濃度

チャルダラ湖のカチオン濃度はすべての地点で $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ の順であった。アニオン濃度は、C-1 と C-3 では $\text{SO}_4^{2-} > \text{アルカリ度} > \text{Cl}$ の順で、C-2 では $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl} > \text{アルカリ度}$ の順であった。しかし、Fig4-5 に示すように、イオンの割合は 3 地点ともほとんど同じであった。

シルダリアのカチオン濃度は、チャルダラ湖流入前の S-1 は Ca^{2+}

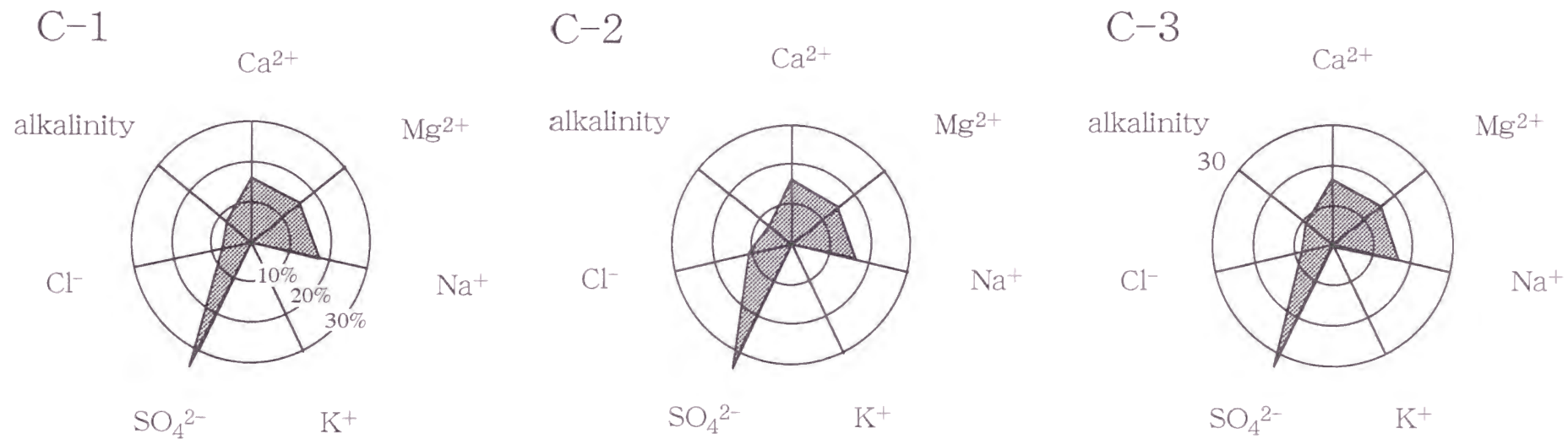


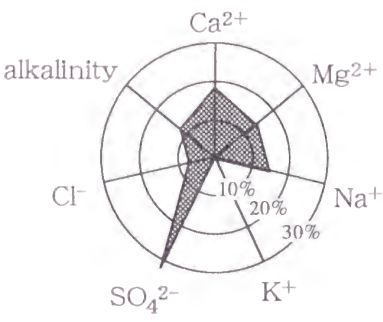
Fig. 4-5. Ionic diagrams showing the distribution of the Lake Chardara

$\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ 、流入後の S-2 と S-7 では $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ で、S-3 から S-6 と S-8、S-9 では $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ の順であった。シルダリア全体では、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は、ほぼ同じで、 K^+ が低い。アニオン濃度は、S-1 と S-4 は $\text{SO}_4^{2-} > \text{アルカリ度} > \text{Cl}^-$ の順で、それ以外のシルダリアの地点では、 $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{アルカリ度}$ の順であった。S-1、S-4 は、他の地点よりアルカリ度が高く順序が変わった。Fig4-6 に示すように、シルダリアのイオンの割合は各地点でよく似ていた。このイオン濃度の順は前章で示したイリ川の河川水のカチオンの割合 ($\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$) とは異なっていた。河川水の化学組成は上流部の母岩の影響を強く受ける。イリ川とシルダリアの化学組成が異なっているのは、上流部の母岩のちがいが原因の 1 つと考えられる。

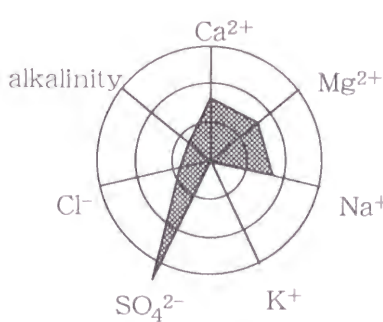
カムシェリバス湖では、カチオン濃度は $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ で、アニオンは $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{アルカリ度}$ の順で、シルダリアよりも高かったが、順は同じであった。しかし、Fig.4-6 と Fig4-7 に示すように、シルダリアと比べ、カチオン濃度では Ca^{2+} が Mg^{2+} に比べかなり低く、アニオン濃度では Cl^- の割合が上昇していた。カムシェリバス湖への流入河川はシルダリアしかない。しかし、流入前後でイオンの割合が異なることは、カムシェリ湖内で滞留している間に化学変化が生じているためである。

小アラル海のカチオン濃度は、EC の最も高い AR-1 は $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ で、それ以外は、 $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ でシルダリアと同じであった。Fig.4-9 に示すように、各地点のイオンの割合は異なっており、AR-3 や AR-6 に比べ、EC の高い AR-2、AR-4 および AR-5 は、 Ca^{2+} の割合は減少していた。しかし、最も EC の高い AR-1 では Ca^{2+} の割合がに高く、そのため他の地点とは濃度の順

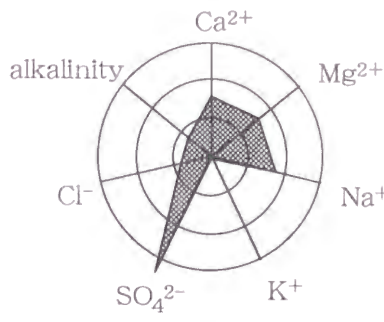
S-1



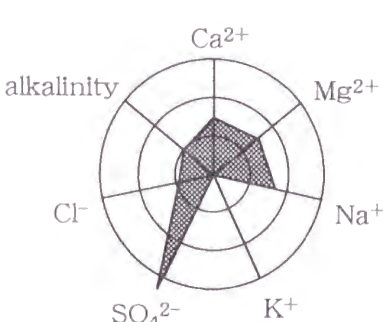
S-2



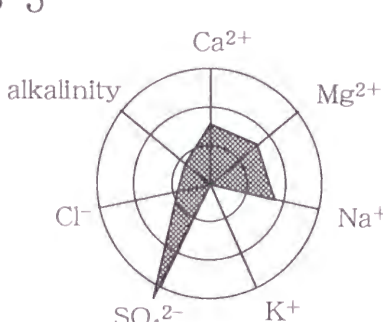
S-3



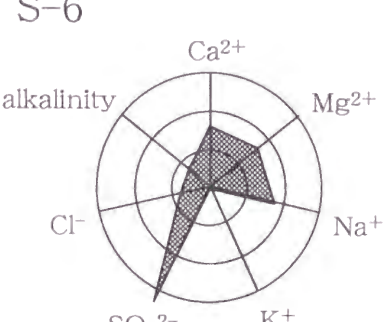
S-4



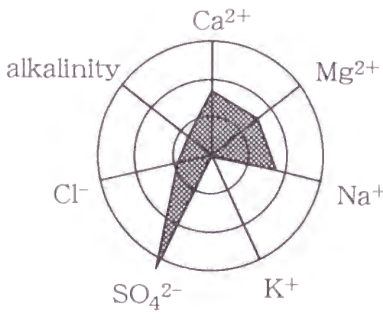
S-5



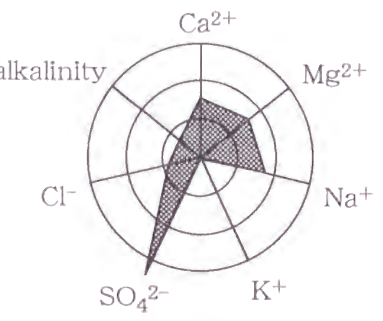
S-6



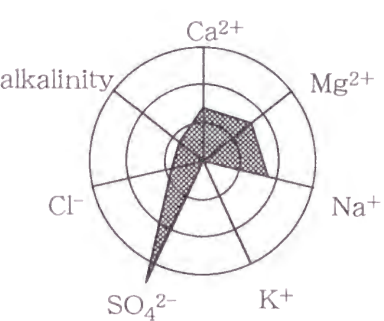
S-7



S-8



S-9



S-10

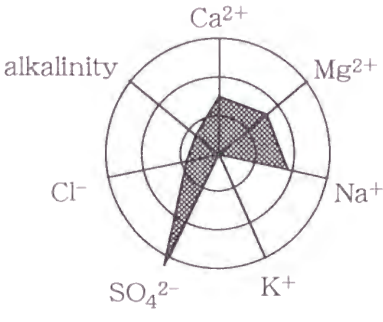


Fig. 4-6. Ionic diagrams showing the distribution of Syr-Darya

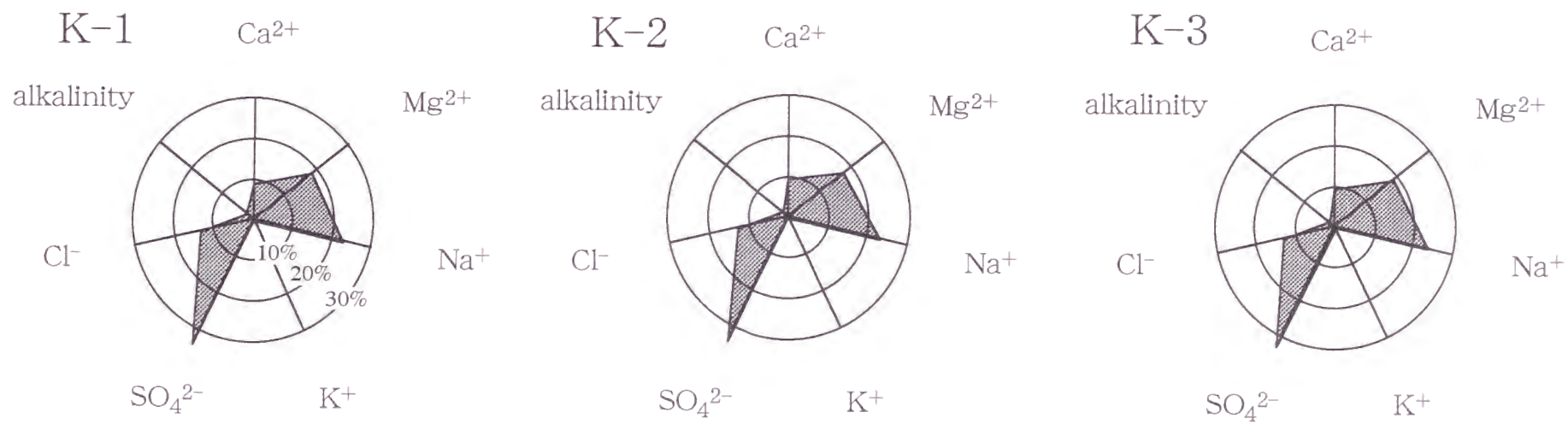


Fig. 4-7. Ionic diagrams showing the distribution of the Lake Kamyslybas

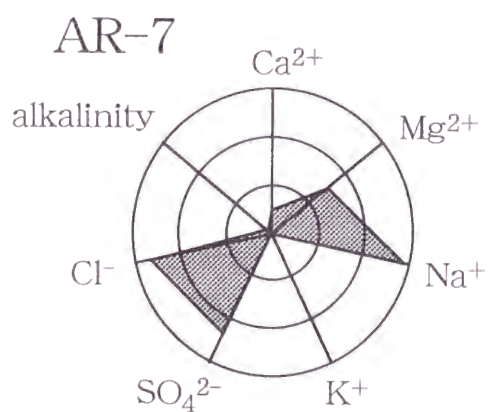
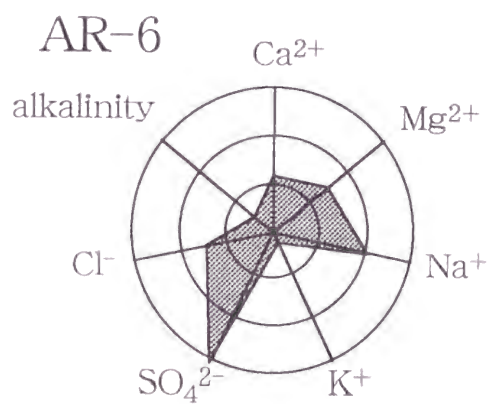
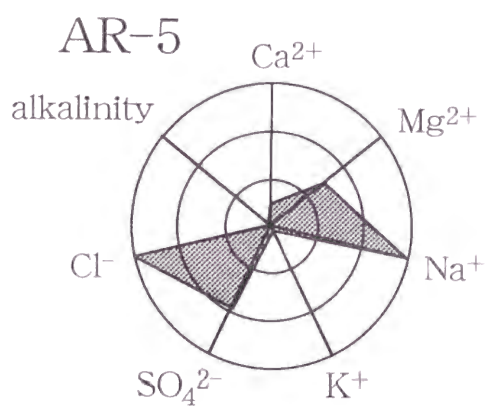
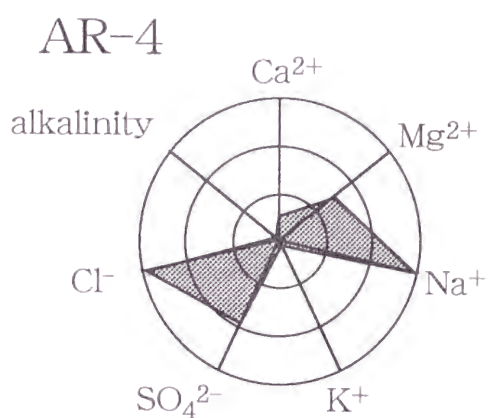
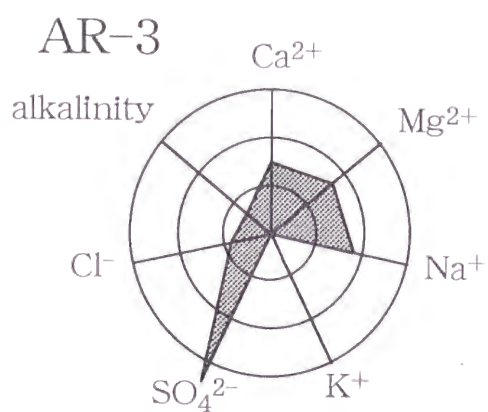
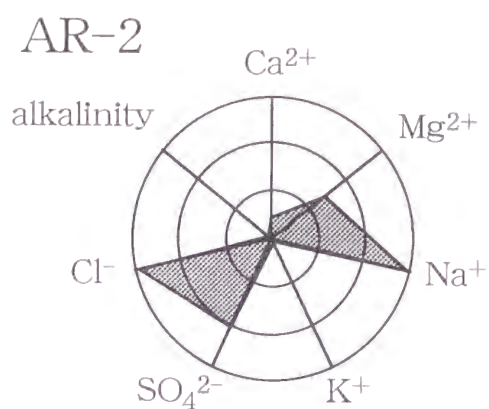
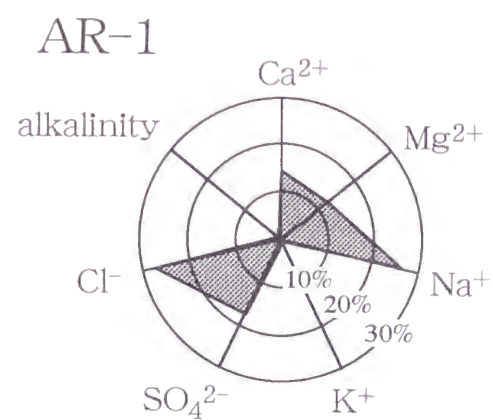


Fig. 4-8. Ionic diagrams showing the distribution of the Aral Sea

番が異なっていた。AR-1 では、枯死した水草が多く浮遊して、また堆積中にも存在していた。水草等の枯死とその後の分解によって湖水中に有機酸が多く存在していたことが考えられる。このため Ca^{2+} がキレートされ Ca^{2+} 濃度が、高くなっていたのかもしれない。

アニオン濃度では、EC の低い AR-3 と AR-6 では $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{アルカリ度}$ で、EC の低い AR-3 はシルダリアと、AR-6 はカムシェリバス湖の割合と類似しているが、AR-3 と AR-6 よりも EC の高い AR-1、AR-2、AR-4、AR-5、AR-7 では、 $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{アルカリ度}$ であった。EC の最低い AR-3 は、シルダリアがアラル海に流入直後の地点で、湖水の影響をほとんど受けていないため割合が同じであったのであろう。シルダリアの河川水が流入後、アラルの湖水と混じり合い化学変化した AR-6 の湖水がカムシェリバス湖の湖水とイオンの割合が類似しているということは、2 つの地点での化学変化が類似していると考えられる。

チャルダラ湖、シルダリアとカムシェリバス湖の平均値と、小アラル海の各地点および、シルダリアの平均値とバルハシ湖の各地点の meq.% を Fig4-9 に示す。小アラル海の中で、EC の最も低かった AR-3 はシルダリアと、AR-6 はカムシェリバス湖と類似していた。この 2 地点より EC の高い AR1、AR-2、AR-4、AR-5、AR-1 は、カチオンでは Na^+ が、アニオンでは Cl^- が大きな割合を占めていた。しかし、AR-1 で Ca^{2+} の割合が他より高かった。

AR1、AR-2、AR-4、AR-5 で代表されるアラル海のカチオン、アニオン濃度と前章の Fig.3-9 のバルハシ湖ならびに海水のそれらの割合は、全て異なっていた。アラル海では、バルハシ湖や海水と同様にカチオンでは Na^+ が最も高いが、イオンの割合で見ると Na^+ は海水ほど高くなかった。アニオンも海水では Cl^- が大半を占めて

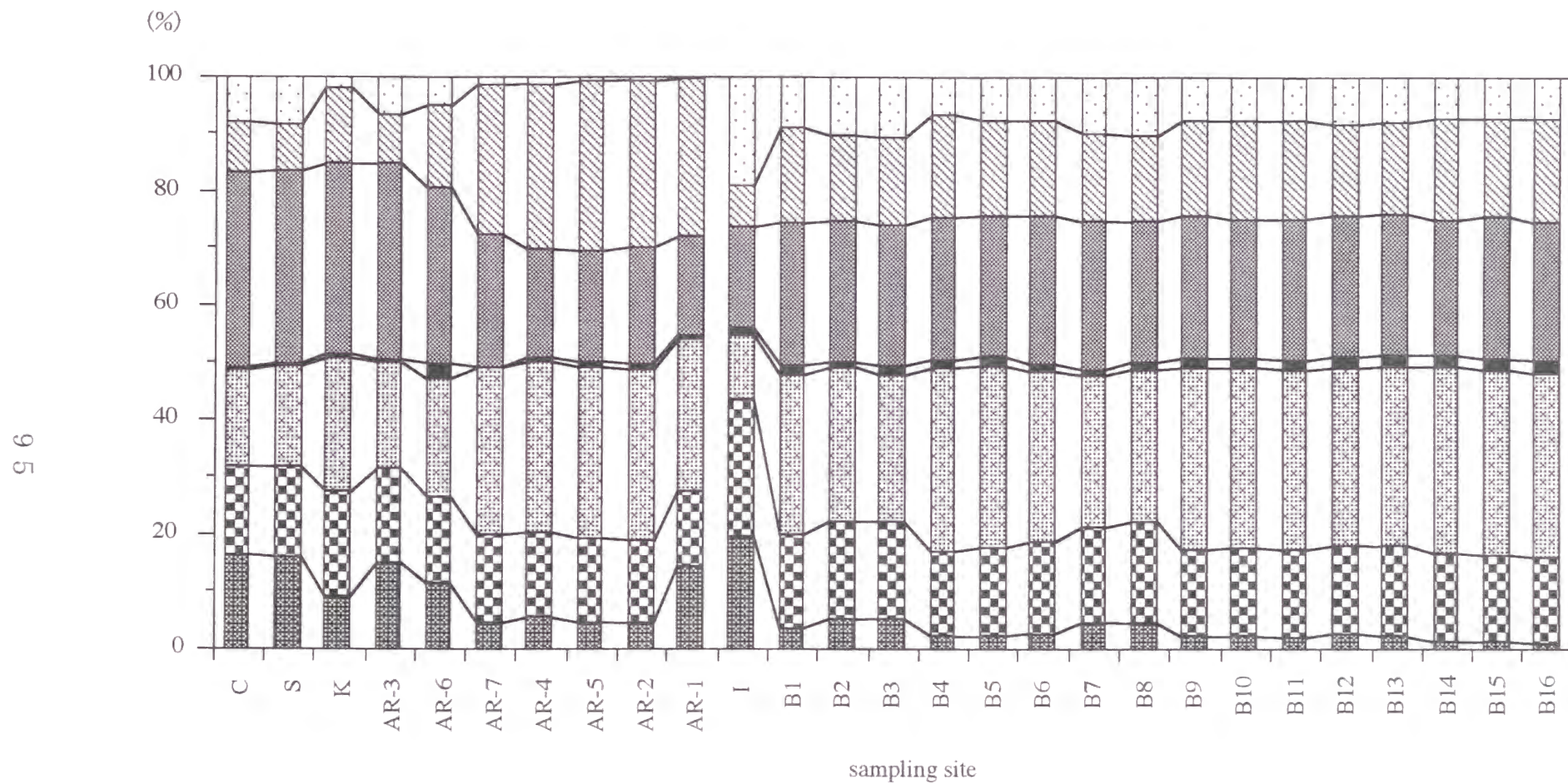


Fig. 4-9. Ratio of major ions in the Iri river(I), Lake Balkhash(B), Lake Chardara(C), Syr-Darya(S), Lake Kamslybas, and Aral Sea(AR)

いるが、アラル海では、 SO_4^{2-} が高かった。内陸閉鎖湖では、流入河川が限られており、シルダリアのイオンの割合と、海へ流入する世界の河川やイリ川でのイオン割合の差異が原因の1つである。

AR-1 の EC を塩分に換算すると海水に近い値となる。そこで AR-1 の湖水と、標準的な海水と、Aladin & Potts (1992)による1965年のアラル海の湖水とで、主要カチオン、アニオン濃度を比較した(Table 4-3)。AR-1 の湖水の主要イオン濃度はすべて1965年より高くなっていた。しかし、AR-1 の湖水中の Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 濃度は海水よりも低かった。しかし Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 濃度は高く、特に Ca の上昇は著しく、アラル海の塩分が上昇しても海水のイオン濃度の割合と同じにはなっていなかった。このようなイオンのバランスが異なっている原因は、流入河川のイオン割合の差異だけでなく、除塩機構の違いならびに、急激な塩分の上昇に伴う湖水中の生物の死滅などが考えられる。

3章の3.4.1で述べた Gibbs (1970) の関係をチャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖、小アラル海の値を図示した (Fig. 4-10)。

アラル海の1点 (AR-1) を除いた全ては evaporation の領域にあてはまった。しかし、AR-1 は、ブーメラン型の内部から左にずれていた。これは、TDS は evaporation の領域内にあるが、 $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ が小さいためにブーメラン型の内部にあてはまらなかったといえる。 $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ が小さいのは Ca が大きいからである。このことから、AR-1 は一般的な湖水から組成がずれるような特殊な要因が働いているといえるであろう。

Table 4-3 The concentrations of major ions of sea water, Aral Sea in 1965, and AR-1 in 1994

	Na ⁺ (meq./l)	K ⁺ (meq./l)	Ca ²⁺ (meq./l)	Mg ²⁺ (meq./l)	SO ₄ ²⁻ (meq./l)	Cl ⁻ (meq./l)	HCO ₃ ⁻ (meq./l)	Salinity
Sea Water*	459.9	9.7	20.0	104.6	55.2	535.3	2.3	34.33
Aral Sea(1965)*	104.4	2.2	22.8	48.2	69.6	215.4	<u>0.8</u>	10.75
AR-1(1994)	246.7	7.5	135.5	122.2	162.4	256.6	<u>alkalinity</u> 4.4	31.0

* Aladin N.V. & Potts W. T. W. (1992)

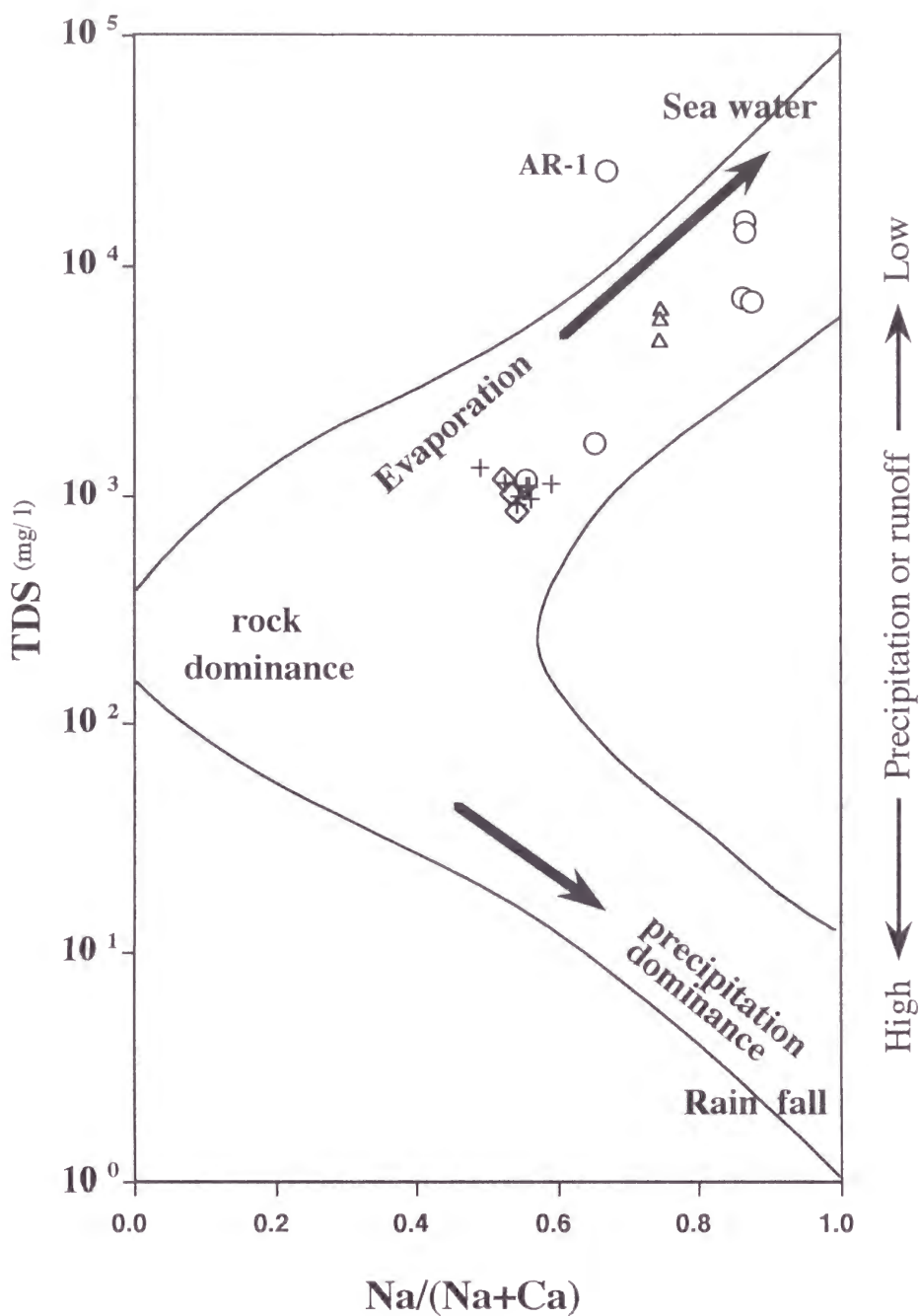


Fig. 4-10. The relationship between ionic ratios, TDS and the controlling the major ion composition of natural waters.
Modified from Gibbs (1970) and Day (1993).
◇ Lake Chardara + Syr-Darya △ Lake Kamslybas ○ Aral Sea

4.4.2 湖底堆積物と間隙水の塩類組成

表層堆積物中の間隙水のカチオン濃度は、チャルダラ湖、シルダリアで低く、チャルダラ湖と小アラル海で高くなっていた。一方、湖底堆積物の Na、K、Ca、Mg 濃度は AR-1 で、低い値を示していた。

そこで、表層堆積物中の湖水と間隙水の Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度と、湖底堆積物の Na、K、Ca、Mg 濃度を比較した (Fig.4-11)。

チャルダラ湖の間隙水のカチオンは湖水よりも高かく、間隙水から湖水へ拡散している。

シルダリアのカチオンでは、S-1 は、湖水の方が間隙水より高かったため、湖水から間隙水へと移動しているが、それ以外では、逆に間隙水から湖水に移動しているか、ほぼ平衡関係にある。

カムシェリバス湖では K^+ だけが、間隙水の方が湖水よりも高かく、間隙水から湖水へ移動している。

小アラル海の AR-3 では、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 K^+ は間隙水の方が高かく、シルダリアと同様であった。しかし、 Mg^{2+} は湖水より間隙水の方が低かった。AR-4、AR-5 では Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は湖水より間隙水の方が低く、 Na^+ 、 K^+ は間隙水の方が高かった。AR-1、AR-2 では、 K^+ だけが、湖水よりも間隙水の方が高かく、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は間隙水の方が低かった。この結果から、AR-1、AR-2 では、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は湖水から間隙水へと移動し、AR-4、AR-5 では Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は湖水から間隙水へ、 Na^+ 、 K^+ は間隙水から湖水へと移動していた。AR-3 では Mg^{2+} が湖水から間隙水へ、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 K^+ は間隙水から湖水へと、移動していた。

堆積物中の Na、K は、湖水と間隙水がよく似た変動を示していた

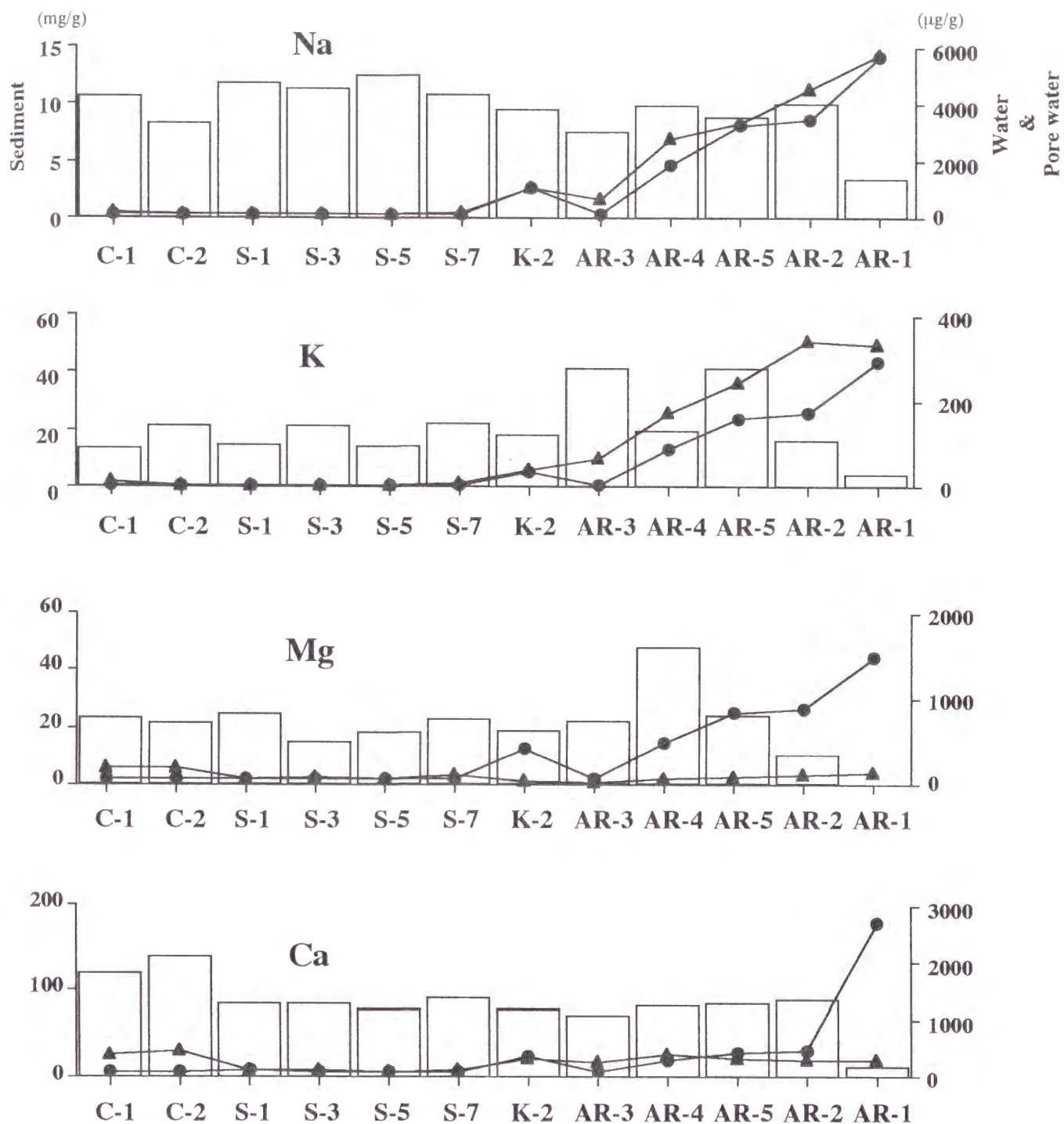


Fig. 4-11. Relationship among water, pore water, and sediment cations from Lake Chardara, Syr Darya, Lake Kamslybas, and Aral Sea

C:Lake Chardara, S:Syr-Darya, K:Lake Kamslybas, and AR:Aral Sea

● water ▲ Pore water □ sediment

が、Ca、Mg は、湖水と間隙水との関係も明かではなかった。さらに、堆積物中の Na、K、Ca、Mg は、湖水や間隙水とは異なった変動を示した。特に湖水中の EC が高い AR-1 で、堆積物中の Na、K、Ca、Mg は低かった。ここは、EC が高く、湖水のイオンバランスも、他の地点と異なっており、アラル海の塩分上昇の影響を受けて、変化したと考えられる。

4.4.3 アラル海の除塩機構

バルハシ湖では、 Ca^{2+} の化学的除塩機構が認められたが、塩分が急激に上昇したアラル海でかつて除塩機構がどのように働き、現在変化したかを考える。

今回試料を採取したチャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖、アラル海およびイリ川、バルハシ湖のイオンの割合を Fig.4-9 に示した。イリ川、チャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖は、イオン濃度は変化が小さかったので、平均値を用いた。シルダリアがアラル海に流入すると、イリ川とバルハシ湖の関係と同様に、カチオンでは Ca^{2+} の割合が減少し、 Na^{+} の割合が増加していた。一方、アニオンでは SO_4^{2-} の割合が減少し、 Cl^{-} の割合が増加していた。しかし、EC の最も高かった AR-1 では、小アラル海の他の地点よりも Ca^{2+} の割合が増加していた。

バルハシ湖では、 Ca^{2+} 濃度はイリ川より低くかった。湖内では TDS が高くなるにつれ、 Ca^{2+} 濃度は低くなっていた。さらに、 Ca^{2+} は湖水の存在量に対し流入河川であるイリ川の負荷量がもっとも大きく、湖水の塩類を一定に保つには Ca^{2+} の除去の寄与が大きいことがわかった。しかし、アラル海では EC の最も高い AR-1 で、 Ca^{2+}

が高くなっており、塩類の化学的な除去機構が機能していない可能性が高い。そこで、バルハシ湖と同様に試料採取地点の TDS と Ca^{2+} 濃度の関係を調べた (Fig. 4-12)。なお、参考のためにバルハシ湖における TDS と Ca^{2+} 濃度の関係を Fig. 4-13 に示した。この結果、アラル海では、バルハシ湖とは異なり、TDS とともに Ca^{2+} も高くなっていた。さらに、TDS の最も高い点 (AR-1) では、 Ca^{2+} が非常に高くなっていた。 Ca^{2+} が化学反応によって除去されるためには、湖水中の Ca^{2+} が飽和状態になければならない。そこで、チャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖、アラル海で Ca^{2+} が、飽和状態になっているかを 3 章の 3.4.4. で示した方法で調べた (Table 4-4)。

Table 4-4 の過飽和度・I/II の結果から、チャルダラ湖、シルダリア、カムシェリバス湖、アラル海のすべての地点が過飽和であることが明らかになった。過飽和状態は準安定状態である。また、ここでイオンはすべて遊離の無機イオンと仮定して計算している。しかし、実際に水中に有機酸が存在すると Ca^{2+} イオンと錯体をつくるので Ca^{2+} イオンの活量は減少し、過飽和度も減少する。このため、S-2、S-8~S10 および AR-3 のような 5 倍前後の過飽和度では CaCO_3 の析出は起こっていない可能性が高い。しかし多くの地点で飽和度の 10 倍を越える状態であり、温度、有機物などの影響を考慮しても、実際に過飽和になっており、 CaCO_3 の析出が起こっている可能性が高い。シルダリアとアラル海のイオンバランスは、イリ川とバルハシ湖と同じように、 Ca^{2+} が減少し、逆に Na^+ が増加しており、 Ca^{2+} の除去機構は働いている (Fig. 4-9)。しかし、TDS と Ca^{2+} は正の関係にあり (Fig. 4-12)、バルハシ湖の負の関係 (Fig. 4-13) と異なっており、アラル海での Ca^{2+} の除去機構がバルハシ湖のような化学反応による過程が支配的ではないことを示してい

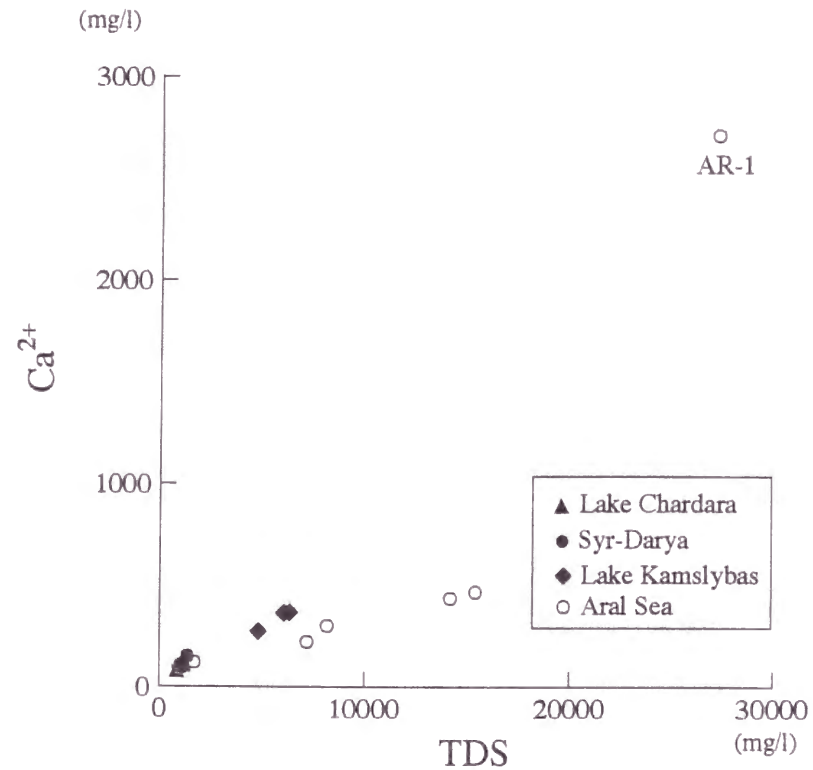


Fig. 4-12. Concentrations Ca^{2+} and TDS in the Lake Chardara, Syr-Darya, the Lake Kamslybas, and the Aral Sea

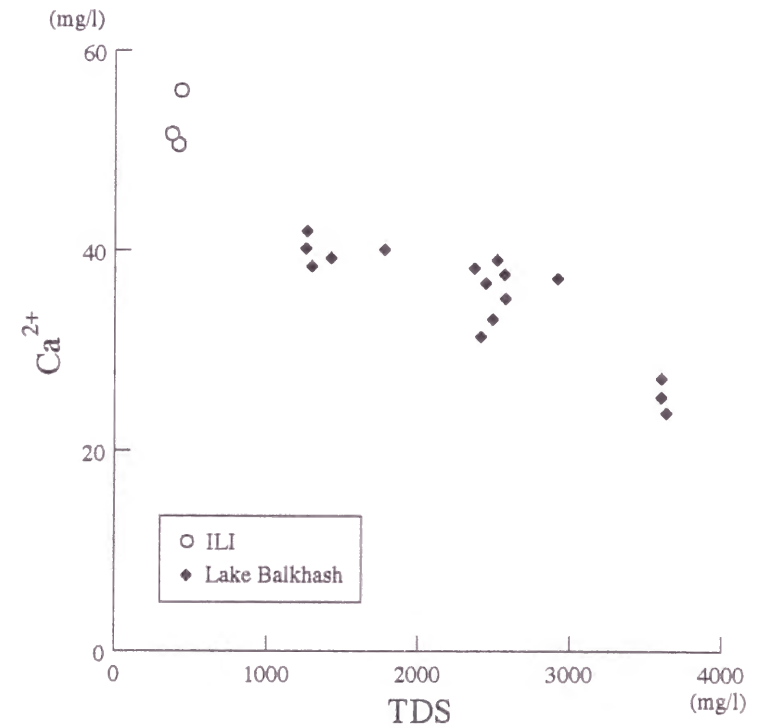


Fig. 4-13. Concentrations Ca^{2+} and TDS with their regressions in the Lake Balkhash and Iri River

Table 4-4 Conditon of supersaturation of Ca^{2+} in the Lake Chardara, Syr-Darya, the Lake Kamslybas, and the Aral Sea

	Ca ²⁺ (meq./l)	γ _{Ca²⁺}	alkalinity (meq./l)	γ _{CO₃²⁻}	γ _{HCO₃⁻}	I	II	I / II
						a _{Ca²⁺} •a _{CO₃²⁻}	solubility product of calcite	
C-1	5.5	0.56	2.6	0.535	0.85	4.45×10 ⁻⁸	3.80 ×10 ⁻⁹	11.7
C-2	5.7	0.55	2.4	0.53	0.85	3.00×10 ⁻⁸	3.97 ×10 ⁻⁹	7.5
C-3	4.1	0.59	2.2	0.576	0.87	3.69×10 ⁻⁸	3.97 ×10 ⁻⁹	9.3
S-1	7.3	0.53	4.8	0.511	0.84	5.37×10 ⁻⁸	3.79 ×10 ⁻⁹	14.1
S-2	4.7	0.57	2.0	0.555	0.86	1.54×10 ⁻⁸	3.91 ×10 ⁻⁹	3.9
S-3	5.0	0.56	2.4	0.543	0.855	4.29×10 ⁻⁸	3.79 ×10 ⁻⁹	11.3
S-4	4.6	0.57	3.0	0.552	0.859	3.52×10 ⁻⁸	4.16 ×10 ⁻⁹	8.5
S-5	5.0	0.56	2.6	0.543	0.855	4.08×10 ⁻⁸	4.07 ×10 ⁻⁹	10.0
S-6	4.9	0.57	2.2	0.55	0.858	3.38×10 ⁻⁸	4.07 ×10 ⁻⁹	8.3
S-7	5.3	0.57	2.4	0.548	0.858	3.48×10 ⁻⁸	4.16 ×10 ⁻⁹	8.4
S-8	5.5	0.55	2.4	0.533	0.851	2.72×10 ⁻⁸	4.20 ×10 ⁻⁹	6.5
S-9	4.8	0.56	2.6	0.537	0.864	1.90×10 ⁻⁸	4.16 ×10 ⁻⁹	4.6
S-10	5.2	0.56	2.6	0.536	0.853	1.72×10 ⁻⁸	4.23 ×10 ⁻⁹	4.1
K-1	13.5	0.38	3.0	0.342	0.757	3.86×10 ⁻⁸	4.12 ×10 ⁻⁹	16.7
K-2	18.2	0.35	3.6	0.311	0.737	9.95×10 ⁻⁸	4.16 ×10 ⁻⁹	23.9
K-3	18.1	0.36	3.6	0.314	0.740	6.89×10 ⁻⁸	4.16 ×10 ⁻⁹	16.6
AR-1	135.5	0.23	4.4	0.179	0.633	6.27×10 ⁻⁷	4.20 ×10 ⁻⁹	149.4
AR-2	23.3	0.28	3.6	0.231	0.679	8.27×10 ⁻⁸	4.20 ×10 ⁻⁹	19.7
AR-3	5.3	0.55	2.4	0.531	0.850	1.76×10 ⁻⁸	4.20 ×10 ⁻⁹	4.2
AR-4	15.0	0.34	3.0	0.293	0.726	5.74×10 ⁻⁸	4.20 ×10 ⁻⁹	13.7
AR-5	21.8	0.29	3.4	0.24	0.687	7.29×10 ⁻⁸	4.29 ×10 ⁻⁹	17.0
AR-6	6.0	0.51	2.6	0.484	0.830	3.06×10 ⁻⁸	4.03 ×10 ⁻⁹	7.6
AR-7	11.0	0.35	2.8	0.305	0.733	5.00×10 ⁻⁸	4.03 ×10 ⁻⁹	12.4

る。

1994年に、小アラル海ではほとんど生息している貝は認められなかったが、小アラル海のコア試料中に非常に多くの貝化石を含む層が数センチ存在した。また、幅 50cm ほどの貝殻の堆積物が湖岸線に沿って何列も続いていことを調査時に確認している。これは、かつてアラル海に多量の貝が生息していたことを意味する。北野 (1990) は、海水に流入する Ca^{2+} の 90% は、生物によって、すなわち貝殻として除塩されているとしている。バルハシ湖では貝化石がほとんど認められないことから Ca^{2+} の除去に対し生物過程の寄与は小さいとしたが、アラル海では貝化石が多量にあることから、以前は海水の Ca^{2+} の除去と同様に、貝殻による生物濃縮の割合が大きかったと考えられる。しかし、河川からの流入量が減少したため、30 年間で 100km、1 日あたりに換算すると約 9 m 湖岸線が後退した。このような急激な海岸線の後退により、沿岸の貝の生息域が壊滅したため、かつて塩分が一定であった頃に機能していた貝殻による生物濃縮の機構が機能しなくなり、 Ca^{2+} が上昇したといえる。5 章と 6 章で示すが、 Ca^{2+} が最も高い AR-1 では、他の地点と湖水の植物プランクトン相がまったく異なっており、堆積物の結果からも水質に与える生物相の変化は近年に起こったことであることがわかった。

これらの結果から、アラル海では Ca^{2+} の除去に対し生物過程の寄与が大きかったため、湖水量の減少と湖水の塩分上昇による生物相の変化が、 Ca^{2+} の除去機構の作用を崩壊させ、AR-1 のような Ca^{2+} の高い湖水が生じたと考えられる。

4.5. 結語

小アラル海と、その流入河川であるシルダリアの流域で湖水と底質の化学分析を行った。その結果、EC はチャルダラ湖、シルダリアと小アラル海の南部で低く、小アラル海の北に向かうにつれて急激に上昇した。シルダリアの河川水は小アラル海に流入後に南下し、大アラル海へと流れ込んでいるため小アラル海南部での EC が低く、シルダリアの影響の低い北部では EC が高かった。

湖水中の Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 濃度は EC と同様の变化を示した。特に Ca^{2+} 濃度は、上流部の C-1 から AR-2 までは、ほぼ一定で、最北部の AR-1 で上昇していた。一方、アルカリ度は他のイオンと比較すると、調査地点全域でほぼ一定であった。

間隙水中の カチオンは、 Na^+ 、 K^+ は EC に対応して、小アラル海の北にむかうにつれて高く、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} は地点による変化していなかった。

堆積物中の Na、K、Ca、Mg は、湖水や間隙水の Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 濃度とは異なった変動を示した。特に湖水や間隙水の カチオンが高い AR-1 で、堆積物中の Na、K、Ca、Mg は低かった。AR-1 で湖水中からの塩類除去が行われず、逆に溶出している可能性がある。

AR-1 の湖水、海水および 1965 年のアラル海の湖水を比較すると、AR-1 の湖水中の Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 濃度は海水よりも低かった。しかし Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 濃度は高く、特に Ca^{2+} の非常に高い。また AR-1 の湖水の主要イオン濃度はすべて 1965 年より高くなっていたことが、明らかになった。

シルダリアと小アラル海のイオンバランスの違いから、小アラル

海で Ca^{2+} の除去が行われていることが明らかになったが、TDS と Ca^{2+} の関係がバルハシ湖とは異なることから、アラル海での Ca^{2+} の除去機構がバルハシ湖のような化学反応による過程が支配的ではないことわかった。一方、アラル海では貝化石が多量にあり、以前は貝殻による生物濃縮の割合が大きかったが、湖岸の後退によって貝が死滅した。このため、かつて塩分が一定であった頃に機能していた貝殻による生物濃縮による Ca^{2+} の除去機能が十分に作用せず湖水の Ca^{2+} が上昇した。

第5章．塩類濃度と植物プランクトン相の変化

5.1. はじめに

世界の乾燥地には多くの塩湖が存在する。しかし、塩湖での植物プランクトンの調査報告は非常に少なく、おもにオーストラリア、カナダ、アメリカの限られた湖の報告だけである (Bayly & Williams, 1964; Wright & Burton, 1981; Decckker, 1983; Hammer et al., 1983)。これらの報告から、塩湖の植物プランクトンは地域によって出現種が異なっていることがわかった。Gell & Gasse (1994) は、オーストラリアの塩湖の珪藻群集と EC の関係について考察し、生息できる EC の範囲が限られている種があることを示している。

今回の調査対象としたアラル海とバルハシ湖については Zhakovshchikoy (1981) がアラル海の湖底堆積物中の珪藻化石の垂直変化を調べたが、湖水中の植物プランクトンの報告はない。バルハシ湖では、1929 年と 30 年に植物プランクトンの調査があったことを Abrosoy (1973) が報告している。しかし、1960 年代に始まった大規模灌漑農業以降についての報告はない。そこで、これ以降の 2 つの湖の植物プランクトン相について調査した。また、アラル海に流入しているシルダリアの流域の三日月湖であるカムシェリバス湖でも、同様の調査を行なった。植物プランクトンは環境変化に敏感な生き物なので、植物プランクトン相を調査することは非常に重要である (Kwandrans, 1994)。そこで、塩分と植物プランクトンの現存量ならびに種組成との関係を明らかにし、急激な塩分上昇が植物プランクトンに与えた影響について考察する。

さらに、珪質プランクトンについては濃縮度を高め詳細に調べた。

その理由は、堆積物中で化石になるのは植物プランクトンのうち、おもに珪質プランクトンである。したがって、堆積物中の珪質プランクトンを解析するためには（第6章）、湖水でのその存在状態をまず確認しておく必要がある。

5.2 試料と方法

5.2.1. 調査地と試料

1993年8月にバルハシ湖で、1994年8～9月に小アラル海とカムシェリバス湖において調査した。試料採取した地点の緯度、経度は3章と4章で述べた水質調査地点と同じである（Fig.5-1）。

5.2.2. 方法

表層の湖水を10lバケツで採水し、10 μ mのプランクトンネットでろ過した。ろ過残渣に100mlのろ液を加え、ルゴール溶液で固定した。植物プランクトンを同定後、ラフターセルを用いて現存量を計測した。

珪質プランクトンの同定は、主として細胞の外部をおおっている珪酸質の被殻の形態を基準として行う。このため、細胞質が保存されている試料を観察しても、殻の細かい形態を観察するのは困難である。そこで酸処理を行い細胞質を取り除き被殻だけを、屈折率の高い封入剤で永久プレパラートを作成し観察する。本研究では以下の手順で永久プレパラートを作成した。試料の約1/3～1/4を試験

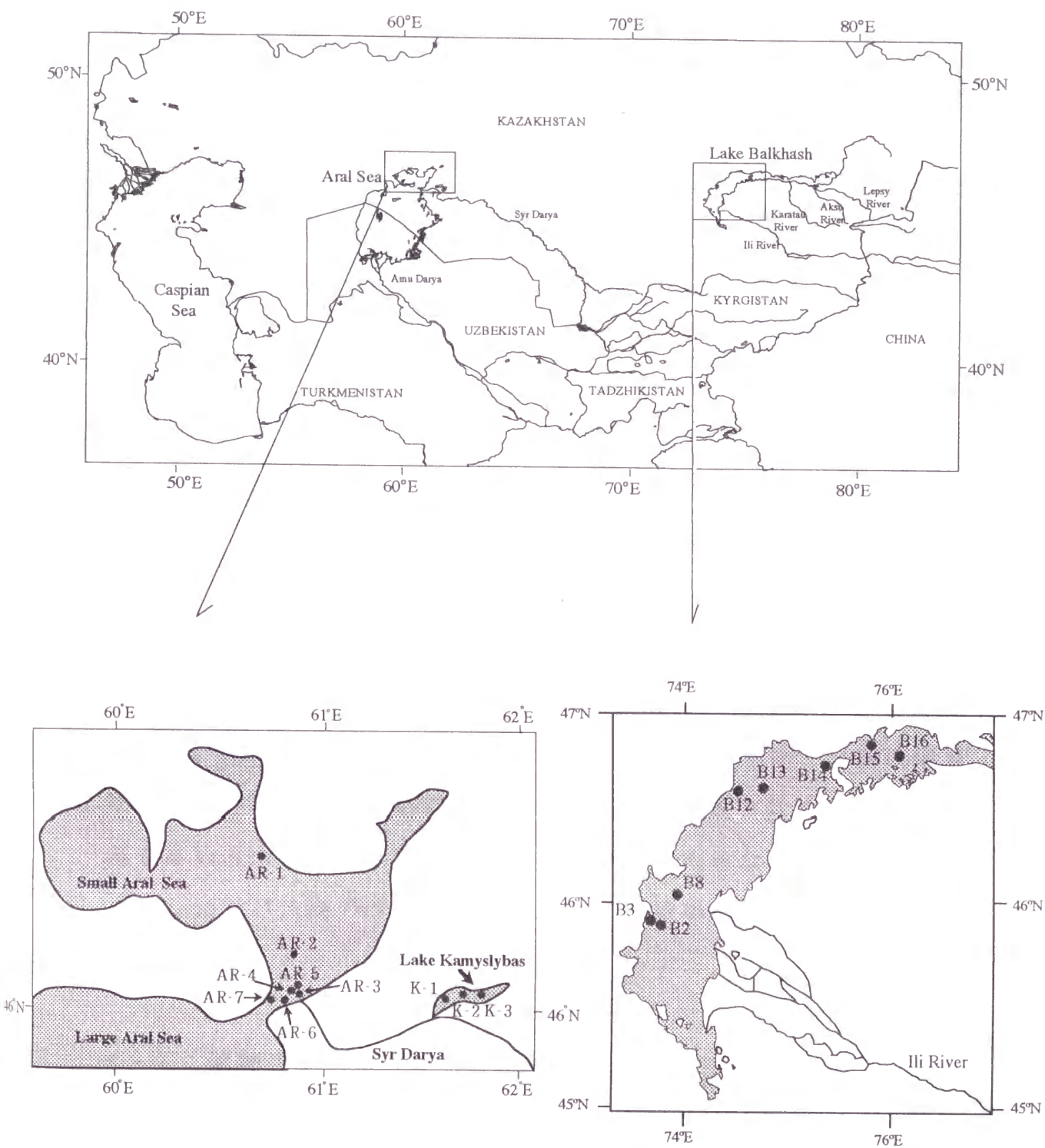


Fig. 5-1. Sampling site in the Aral Sea, the Lake Lamslybas, and the Lake Balkhash

管にとり、ほぼ同量の 18 M 濃硫酸を加え約 150℃で約 2 時間煮沸し、直後に硝酸カリウムを加え、細胞質を酸分解した。次に、加えた硫酸と硝酸カリウムを除くために、24 時間静置し、上澄みを捨て、蒸留水を加える。これを上澄みが pH が 5 以上になるまで続けた。こうして得た洗浄試料をカバーガラスにのせホットプレート上で乾燥後、封入剤（マウントメディア、和光純薬工業株式会社製）で封入した。同定には、1000 倍の光学顕微鏡を用いた。

5.3. 結果

5.3.1. 植物プランクトンの現存量

植物プランクトンの現存量は、それぞれの湖水によって異なっていた。

アラル海の植物プランクトンの現存量（コロニーと個体数密度/l）は、AR-1 で 2×10^4 と最も低く、AR-3 で 1×10^6 と高く、採取地点により現存量に差がみられた。バルハシ湖では、最も低い B3 で 2×10^4 、最も高い B14 で 4×10^5 で、小アラル海ほどの大きな差はなかった。カムシェリバス湖の 3 地点では 2×10^4 で採取場所による差はなかった。

5.3.2. 植物プランクトンの種組成

小アラル海

Fig.5-2 に小アラル海の植物プランクトンの組成比と EC を示す。

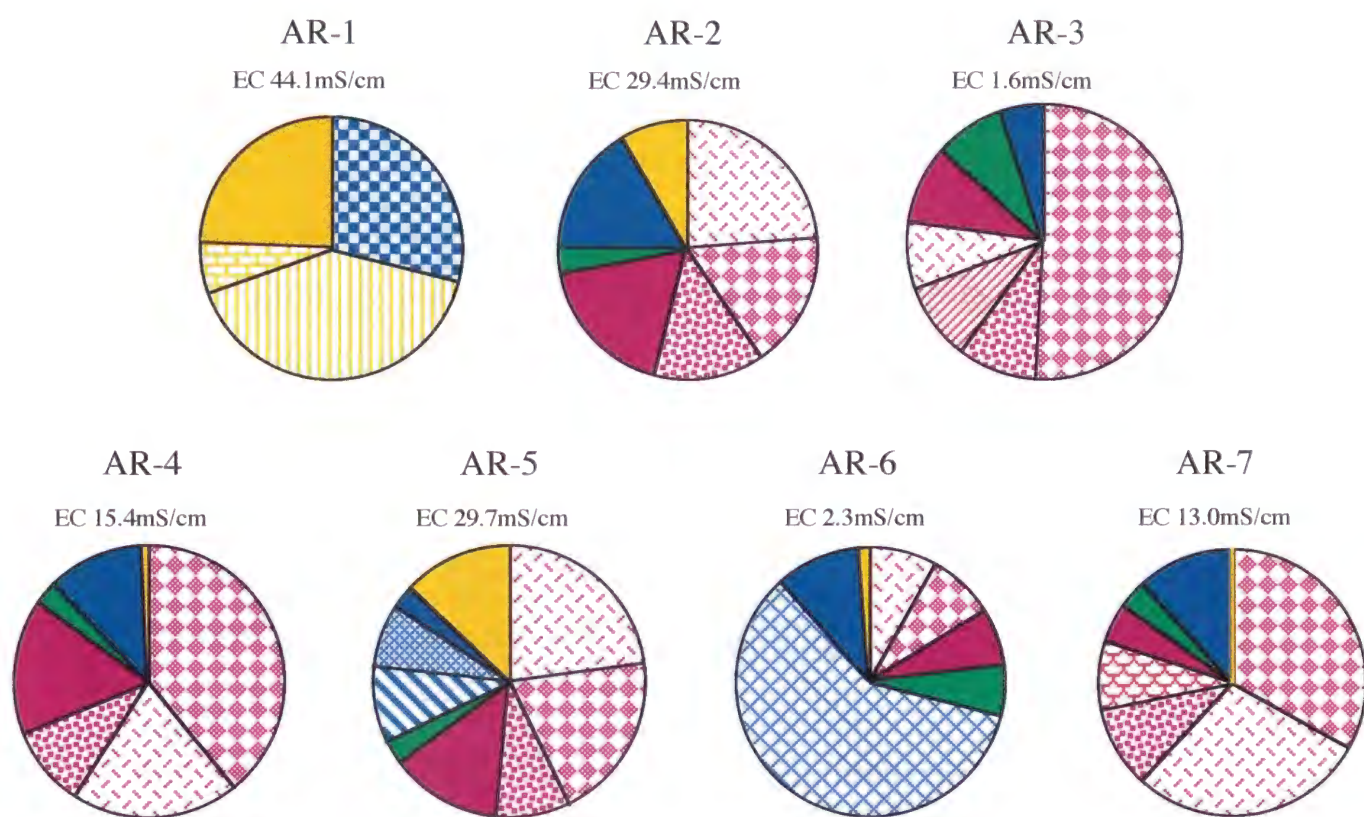
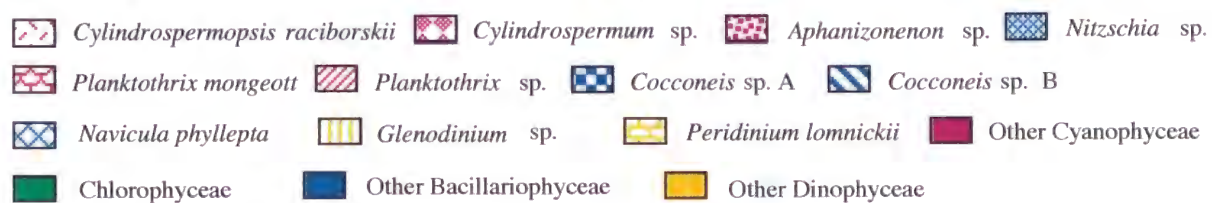


Fig. 5-2. Distribution of Phytoplankton in the Aral Sea



AR-1 では、珪藻と渦鞭毛藻が優占していた。そして、ラン藻と緑藻は出現しなかった。AR-1 の優占種は渦鞭毛藻の *Glenodinium* sp. であった。渦鞭毛藻の *Peridinium lomnickii* と、個体数が少なかったため図では Other Dinophyceae に含まれている *Peridinium pseudolaeve*, *Peridiniopsis rotunia*, *Gonyaulax apiculata* は AR-1 でのみ出現した。ここでのみ、珪藻の *Cocconeis* sp.A がみられた。

AR-2、AR-3、AR-4、AR-5、AR-7 では、ラン藻が優占したが、種組成は各地点で異なっていた。AR-3、AR-4、AR-7 では *Cylindrospermum* sp. が、AR-2 と AR-5 では *Cylindrospermopsis raciborski* が、優占した。*Coelosphaerium* sp.、*Planktothrix mongeott*、*Aphanizomenon* sp.、*Pseudoanabaena limnetica* は、出現個体数が少なく Other Cyanophyceae に含まれているが、AR-1 以外の全ての地点でみられた。

緑藻の個体数は少なく、どの地点でも Chlorophyceae とまとめているが、*Oocystis* sp. と *Senedesms* sp. は AR-1 以外の全ての地点で出現した。AR-6 では他の地点と異なり、珪藻の *Navicula phyllepta* が全体の 6 割を占めていた。

バルハシ湖

各地点の植物プランクトンの組成比と EC を Fig.5-3 に示す。優占種は、全ての地点でのラン藻の *Gomphosphaeria lacustris* であった。他に、出現個体数が少なく図では Other Cyanophyceae に含まれているラン藻の *Merismopedia tenuissima*、*Merismopedia minima* が、全地点で観察された。

緑藻は、1 地点でのみ優占種として図示されている *Eutetramorus*

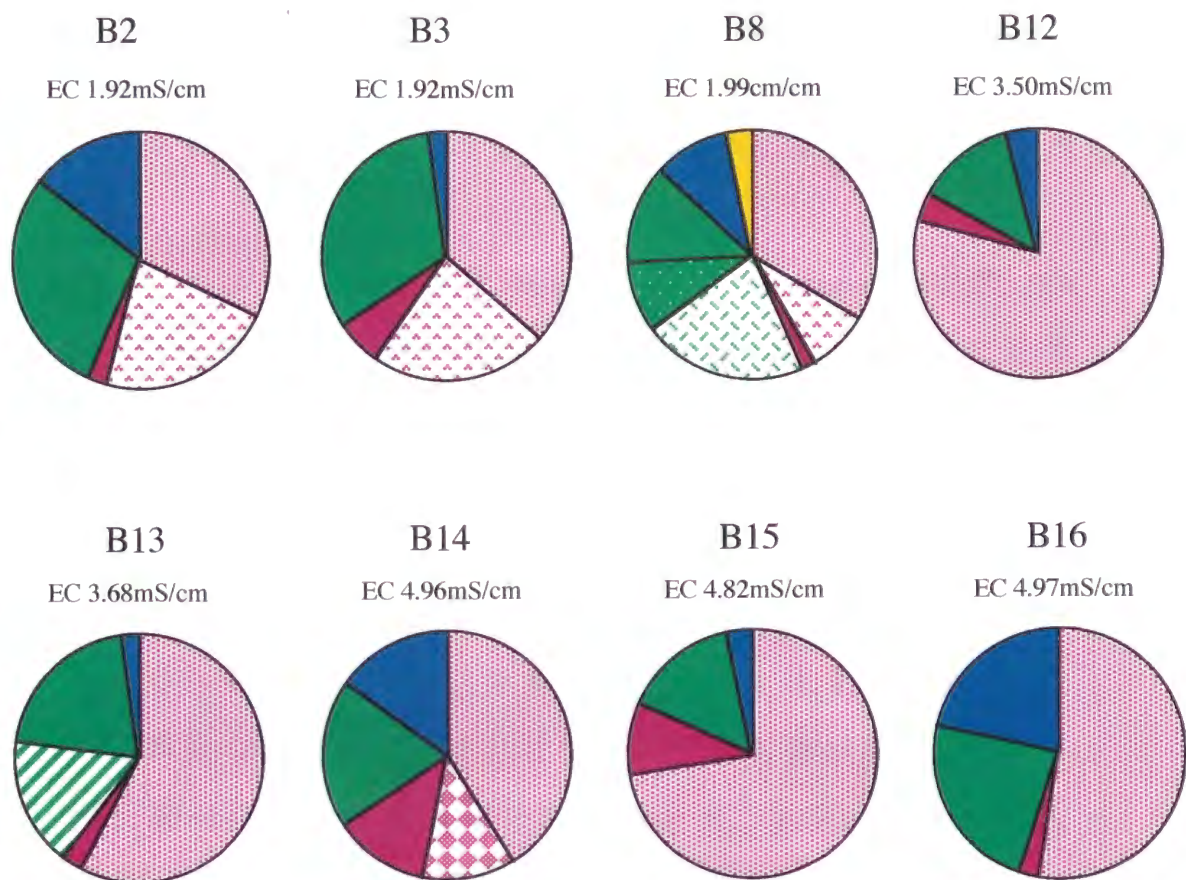
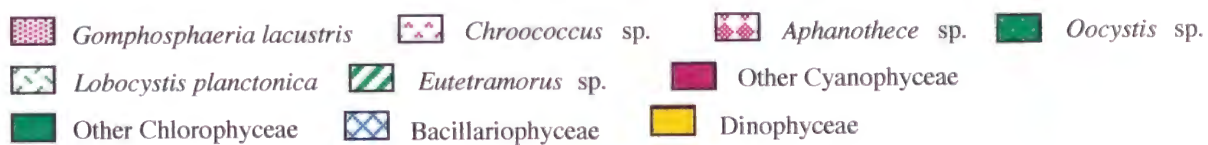


Fig. 5-3. Distribution of Phytoplankton in the Lake Balkhash



sp.、*Lobocystis planctonica*、*Oocystis* sp. は他の地点では、少数のため Other Chlorophyceae に含まれているが、全地点で存在した。また、少数のため図示していないが、*Gloeocystis* sp. も、全地点で存在した。

珪藻の *Cyclotella* sp. や、渦鞭毛藻の *Ceratium hirundinella*、*Peridinales* sp. は出現個体数が少なく図示していないが、全ての地点でみられた。

カムシェリバス湖

植物プランクトンの組成比と EC を Fig.5-4 に示す。植物プランクトンの現存量は地点による差はなく、いずれもラン藻類が優占したが、優占種は採取地点により差が見られた。*Planktolyngbya* sp. と *Aphanocapsa* sp. が全ての地点で、多く存在していた。

緑藻は少数のためすべて Chlorophyceae に含まれているが、*Acanthosphaera* sp.、*Dictyosphaerium* sp.、*Oocystis* sp. は全地点で観察された。また、*Cyclotella* spp.、*Ceratoceros* spp. などの珪藻が少数観察された。渦鞭毛藻は、K-1、K-2 でのみ出現した。

5.3.3. 珪質プランクトンの種組成

小アラル海

Fig.5-5 に小アラル海の各地点の珪質プランクトンの組成比と EC を示す。AR-1 の珪質プランクトンの多様性は、植物プランクトンと同様低かった。ここでは、2 種類の *Cocconeis* が観察された。

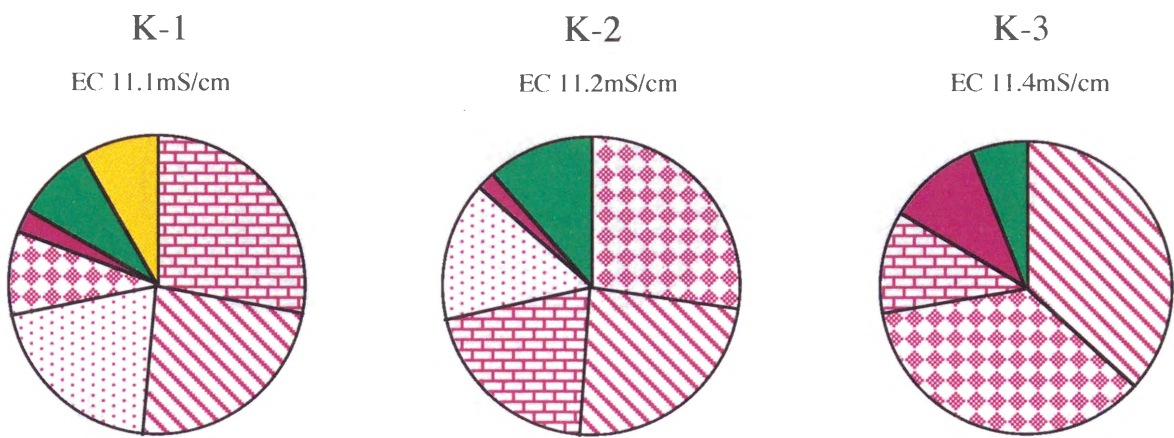


Fig. 5-4. Distribution of Phytoplankton in the Lake Kamyslybas

 *Anabaena* sp.
  *Planktolyngbya* sp.
  *Aphanocapsa* sp.
  *Phormidium* sp.
  Other Cyanophyceae
  Chlorophyceae
  Dinophyceae

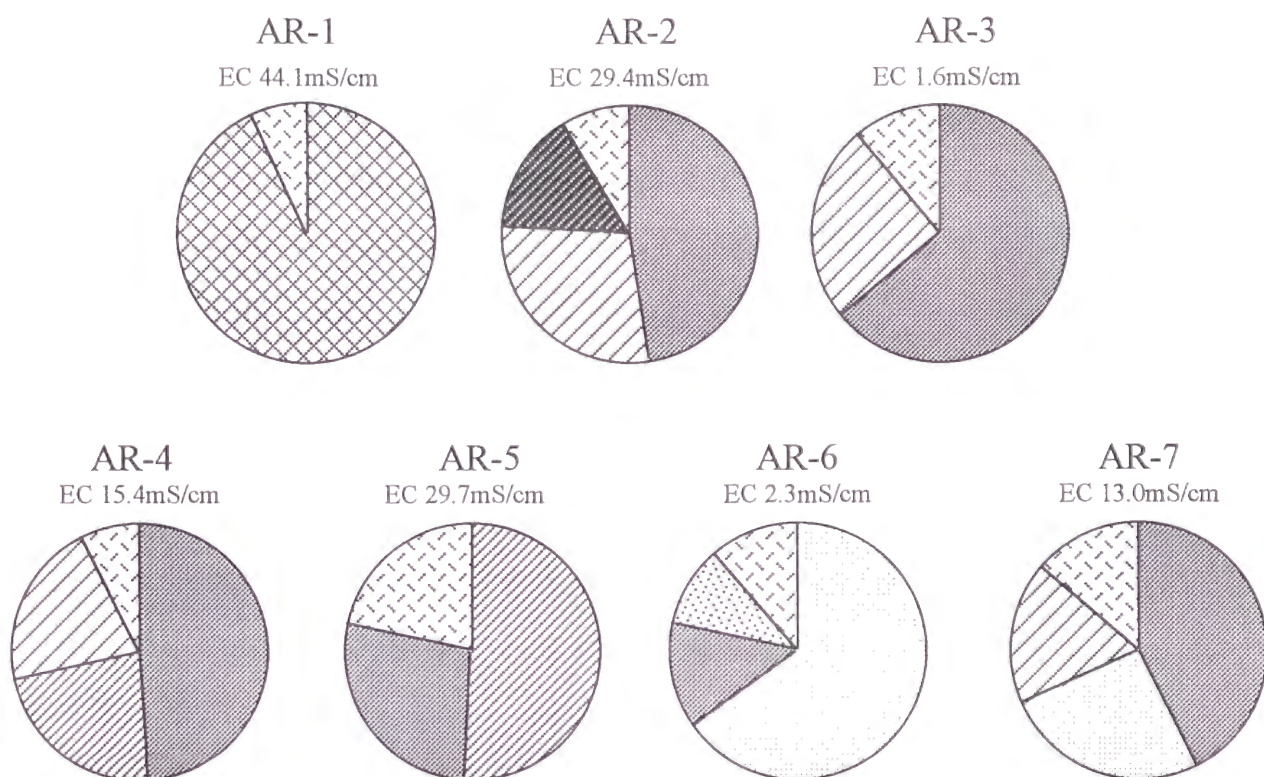
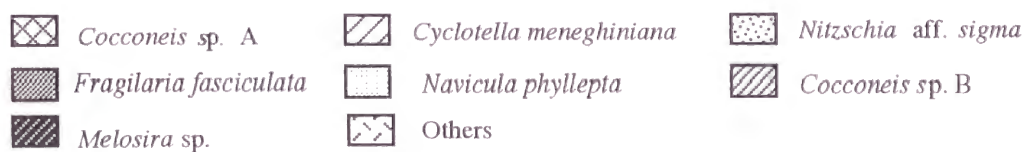


Fig. 5-5. Distribution of silicious phytoplankton in the Aral Sea



Cocconeis scutellum に類似した *Cocconeis* sp. A は、AR-1 では全体の 9 割をしめていたが、他の地点では出現しなかった。*Fragilaria fasciculata* は AR-2、AR-3、AR-4、AR-7 で優占し、AR-5 と AR-6 でもみられた。AR-5 では *Cocconeis placentula* に類似した *Cocconeis* sp. B が優占した。*Navicula phyllepta* は AR-6 で優占し、AR-7 でも観察された。*Cyclotella meneghiniana* は AR-5、AR-6 では少数で Others に含まれているが、AR-1 以外では存在した。

バルハシ湖

各地点の珪質プランクトンの組成比と EC を Fig.5-6 に示す。植物プランクトンの場合と同様に、EC が低くなると珪質プランクトンの多様性は増加した。*Cyclotella radiosa* が、B13 と B16 では全体の 9 割を、B14 と B15 では 8 割を占めていた。B8 と B12 でも *Cyclotella radiosa* は優占していたが、B8 では、全体の 2 割、B12 では 6 割であった。B2 と B3 では *Amphora ovalis* が優占していたが 2 割ほどであった。*Nitzschia compressa* は B2、B3、B8、B12 でみられた。

カムシェリバス湖

カムシェリバス湖の珪質プランクトンの組成比と EC を Fig.5-7 に示す。珪質プランクトンの優占種は小アラル海やバルハシ湖では優占しなかった、*Meringosphaera* sp. であった。*Cocconeis placentula* に類似した *Cocconeis* sp. B も 3 地点で観察された。

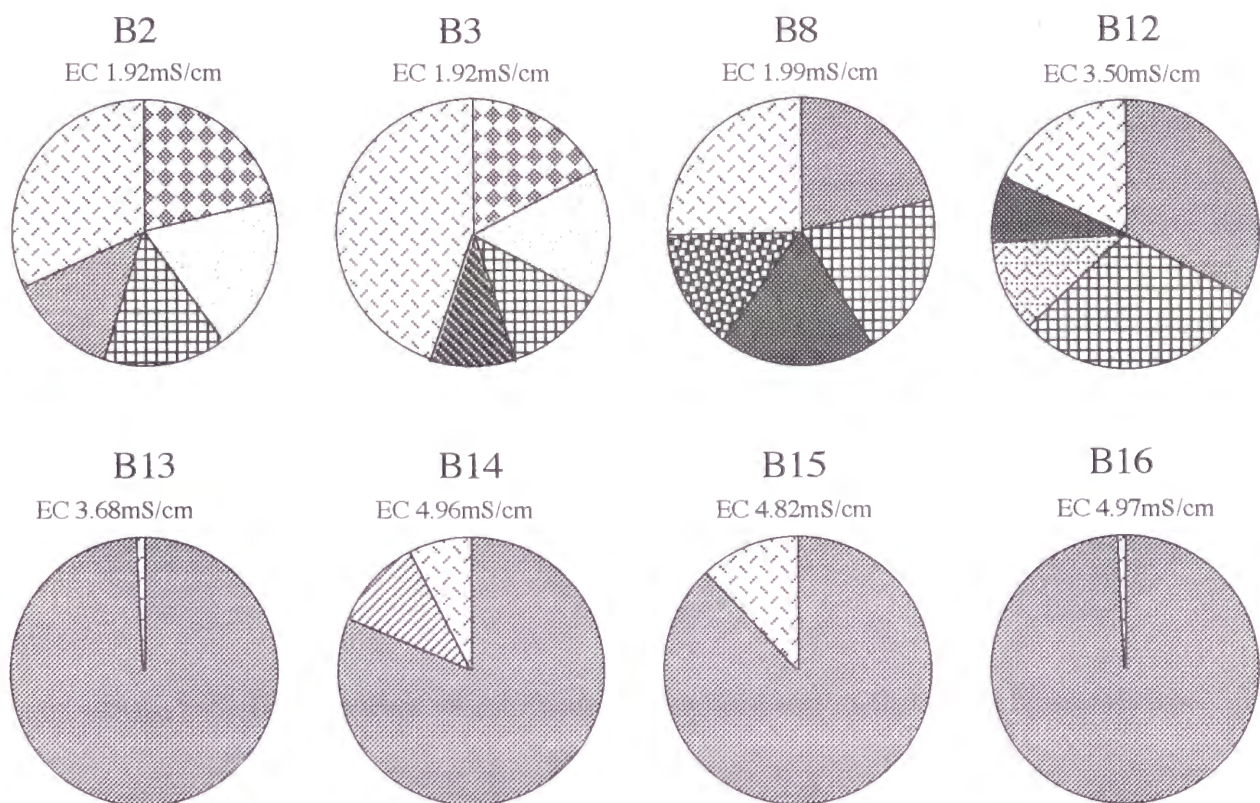
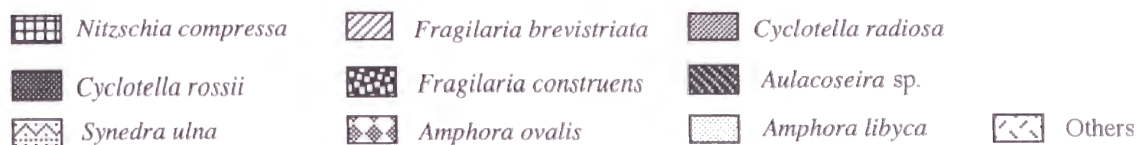


Fig. 5-6. Distribution of silicious phytoplankton in the Lake Balkhash



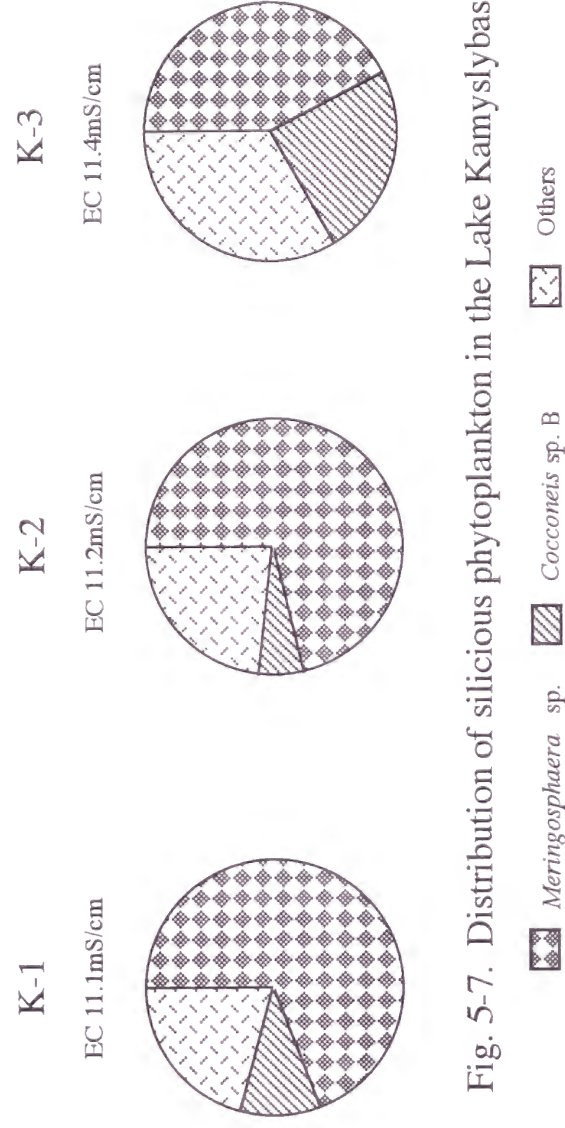


Fig. 5-7. Distribution of silicious phytoplankton in the Lake Kamyslybas

5.4. 考察

5.4.1. 植物プランクトンの現存量

Gell and Gasse(1994)は EC で塩湖を Table 5-1 のように分類している。これにしたがえば今回調査したアラル海の湖水は oligosaline water から metasaline water に、バルハシ湖は oligosaline water に、カムシェリバス湖は mesosaline water に分類された (Table 5-1)。

Fig.5-8 に EC と植物プランクトンの現存量との関係を示す。小アラル海では 2×10^4 から 1×10^6 と現存量に差がみられた。また、EC が低い地点で、植物プランクトンの現存量が高かった。そして EC が上昇するにつれ、植物プランクトンの現存量は減少した。しかし AR-6 では EC が低いにもかかわらず、植物プランクトンの現存量は低かった。AR-6 は、湖岸から 1 m 離れておらず、したがって底生性の *Navicula phyllepta* が優占するなど特殊であった。

バルハシ湖とカムシェリバス湖では EC が高くなると植物プランクトンの現存量が減少するというような関係は見られなかった。

5.4.2. 植物プランクトンと EC

小アラル海

EC の高かった AR-1 では、他の調査地点と植物プランクトンの組成が異なっていた。ここでは、珪藻と渦鞭毛藻が優占し、ラン藻と緑藻は出現しなかった。渦鞭毛藻は *Peridinium lomnickii*, *Peridinium pseudolaeve*, *Peridiniopsis rotunia*, *Gonyanlax apiculata* のように、AR-

Table 5-1. Classification of sampling sites

Classification*	EC (mS/cm)	Sampling site	
			<u>Small Aral Sea</u>
Oligosaline water	1~ 5	Lake Balkhash	AR-3 AR-6
Mesosaline water	5~15	Lake Kamyslybas	AR-7
Polysaline water	15~30		AR-2 AR-4 AR-5
Eusaline water	30~40		
Metasaline water	40~70		AR-1
Hypersaline water	>70		

* Gell and Gasse(1994)

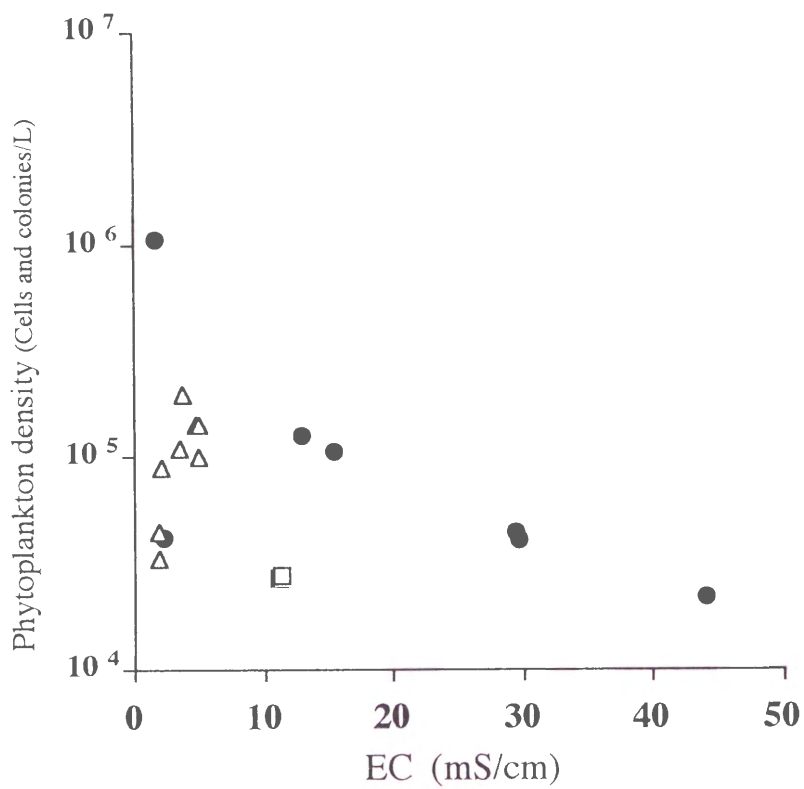


Fig. 5-8. Relationships between phytoplankton density and EC
 ● Aral Sea Δ Lake Balkhash □ Lake Kamyslybas

1でのみ観察できた種が多かった。渦鞭毛藻は他の植物プランクトンよりも高いECにでも適応する種が多いためAR-1で多くみられたと考えられる。渦鞭毛藻の出現個体数はECが低くなるにつれ減少した。AR-1とAR-6を除く地点では、ラン藻が優占したが、優占種は各地点で異なっていた。しかし、小アラル海でみられたラン藻の多くはヘテロシストをもつ糸状体であった。*Cylindrospermum* sp.は、ECが高くなると個体数が減少したが、AR-6では優占しなかった。*Cylindrospermopsis raciborski*は、ECが低くなると、出現数は減少したが、ECの最も高いAR-1では、出現しなかった。このことは、他の種よりもECの高いところで生息できるが、非常に高いところでは生息できないといえる。

AR-6では珪藻の*Navicula phyllepta*が優占した。*Navicula phyllepta*は一般にプランクトンではなく底質に付着するタイプの珪藻である(Krammer & Lange-Bertalot, 1986-1991)。ここでは、試料を岸から採取したため、底質に付着するタイプの*Navicula phyllepta*が優占したのであろう。

バルハシ湖

バルハシ湖でも、ECが高くなると、植物プランクトンの多様性が減少した。この湖の特徴は、植物プランクトンの優占種がすべてゼラチン質の膜をもったの球形のコロニータイプで構成されていたことである。第一優占種であるラン藻の*Gomphosphaeria lacustris*や同じラン藻の*Merismopedia tenuissima*、*Merismopedia minima*だけでなく、全地点で産出した緑藻の*Eutetramorus* sp.、*Oocystis* sp.、*Gloeocystis* sp.、*Lobocystis planctonica*も、ゼラチン質の膜をもったの球形のコ

コロニータイプであった。そして、アラル海で多く出現したヘテロシストをもつ糸状体は、バルハシ湖では見られなかった。この湖では、常に吹いている東風か北東風(Venus and Pozdnyakova, 1991)で、湖水の上下混合がおこり、シルト質の濁った湖水になっている。このような環境で、ゼラチン質の膜をもち粒子との衝突から保護された球形のコロニーを形成する藻類が優占したと考えられる。

カムシェリバス湖

優占種は各地点で異なっていた。小アラル海やバルハシ湖とは異なり、糸状体のラン藻もゼラチン質の膜をもったの球形のコロニーを形成するラン藻も存在した。

小アラル海とカムシェリバス湖には、ともにシルダリアが流入しているが、この2つの湖では植物プランクトンの優占種は異なっていた。4章で示したように、湖水の化学組成も、2つの湖で異なっていたことから、流入後、各湖で湖水の化学組成が変化し、その影響が種組成に及んでいるために、植物プランクトンの優占種が異なっているであろう。

5.4.3. 珪質プランクトンと EC

アラル海では最も EC の高かった AR-1 で珪質プランクトンの多様性がもっとも低く、EC が低くなると、珪質プランクトンの多様性は増加した。AR-1 では、*Cocconeis scutellum* に類似した *Cocconeis* sp. A が、全体の 9 割を占めていた。小アラル海では、2 種類の *Cocconeis* が観察されたが、*Cocconeis* sp. A は、AR-1 では優占種であったが、

他の地点では優占しなかった。AR-1 は、他の小アラル海の地点と、湖水のイオン濃度、間隙水濃度、湖底堆積物の塩類濃度、植物プランクトンの現存量、および植物プランクトンの種組成も異なっていた。AR-1 では、アラル海の塩分が上昇し、湖水、間隙水および堆積物の変化が、植物プランクトンの種組成や珪質プランクトンの種組成に影響を与えた。その中で *Cocconeis* sp. A は AR-1 での急激な塩分の変化に対応できた数少ない種である。一方、*Fragilaria fasciculata* は EC が高くなると個体数が減少しており、塩分上昇には適応できなかった。

バルハシ湖の EC は採取地点での差は小さく、アラル海に比べ低くかったが、EC の高い地点で、珪質プランクトンの多様性は減少した。しかし、バルハシ湖の EC の高い地点は *Cyclotella radios*a が優占し、アラル海の同じ程度の EC の地点の優占種とは異なっていた。カムシェリバス湖の全ての地点での優占種は *Meringosphaera* sp. で、他の2つの湖では見られない種であった。植物プランクトンと同様、珪質プランクトンでも、各湖によって種組成が異なっていることがわかった。

5.5. 結語

小アラル海では、EC が高くなるにつれ、植物プランクトンの現存量、多様性、珪質プランクトンの多様性ともに減少した。AR-1 の優占種は珪藻と渦鞭毛藻で、ラン藻と緑藻はみられなかった。この地点は EC が高く、その影響で植物プランクトン相が変化したのであろう。AR-6 以外の地点での優占種は、ヘテロシストを持つ糸状体

ラン藻であった。AR-6では、珪藻の *Navicula phyllepta* が優占した。

バルハシ湖の植物プランクトンの現存量は、採取地点で変化しなかった。しかし、ECが高くなると、植物プランクトンと珪質プランクトンの多様性は減少した。この湖の優占種は、ゼラチン質の膜をもったの球形のコロニーを形成するラン藻と緑藻で、アラル海やカムシェリバス湖で多くみられたヘテロシストを持つ糸状体は生息していなかった。

カムシェリバス湖の植物プランクトンの現存量は3地点とも同じであった。また、糸状体ラン藻、球形のコロニーを形成するラン藻の両方がみられた。植物プランクトンの優占種は採取地点のよって異なっていたが、珪質プランクトンの優占種は、3地点ともアラル海とバルハシ湖ではみられなかった *Meringosphaera* sp. であった。

第6章．塩湖化と珪質化石

6.1. はじめに

4章で明らかにしたように、小アラル海の最北部、AR-1のECは高く、カチオンの組成は小アラル海の他の地点と異なっていた。また5章に示したように湖水中の珪質プランクトンの組成も異なり、他の地点には出現しなかった *Cocconeis scutelum* に類似した *Cocconeis* sp. A が全体の95%を占め、多様性が非常に低かった。珪藻は湖水の生態系や化学組成の変化のような環境要因の変化に敏感な生物であり(Kwandrans 1994)、AR-1で湖水の塩分が高くなり、単純な種組成になったと考えられる。そこで、AR-1で採取したコア試料中の珪藻化石の垂直分布を調査し、アラル海の急激な塩分上昇が珪藻の種組成の変化にどのような影響を与えたかについて検討した。

また、珪藻の種組成の変化がいつ頃から起こったかを明らかにする必要がある。人工放射性核種 ^{137}Cs は大気圏での核実験による生成される核種である。1962年部分核実験停止条約により大気圏内核実験が停止されたため、 ^{137}Cs の年間降下量は1963年に最大値を示し、それ以後減少を続けている。また、蓄積量は1966年に最大値を示している(市川, 1984)。このため、堆積物中の人工放射性核種 ^{137}Cs 量はその堆積年代の指標になる。そこで、湖底堆積物の堆積年代を明らかにするため、 ^{137}Cs の垂直変化を求めた。

6.2. 試料と方法

珪藻化石用の試料は、4章で述べた小アラル海の AR-1 で、採取した湖底堆積物のコア試料を用いた。ここでの塩分は 28.7、EC は 44.1mS/cm、pH は 8.61 であった。内径 5.2cm の円筒管の K.K. コアサンプラーを用い 28cm のコア試料を採取した。表層から 8cm 深までは砂質シルトで、それ以深ではシルトであった。これらを深さ 2cm ずつに切り分けた。

珪藻化石の同定・計測用に湖底堆積物のコア試料 3g（乾重量）を珪藻分析用に取り、5章で述べた方法で、永久プレパラートを作成した。光学顕微鏡を用い、倍率 1000 倍で、種の同定と個体数の計測を行った。

湖底堆積物のコア試料中の人工放射性核種 ^{137}Cs の垂直変化を測定するため、各深さごとにコア試料を 10～15g（乾重量）を、50℃で 24 時間乾燥し、プラスチックケースにいれ、京都大学放射線同位元素総合センター分館の ORTEC 社製高純度 Ge 半導体検出器と NAIG 社製マルチチャンネルアナライザーを用い、40,000 秒放射能を測定した。

6.3. 結果

6.3.1. 珪質化石の現存量の垂直分布

コア試料中の珪藻化石の現存量を Fig.6-1 に示す。上層部分の 0～8cm 深で現存量が大きく 1g あたり $3 \times 10^7 \sim 2 \times 10^6$ 被殻であった。特に、湖底表層の現存量が最大で、1g あたり 3×10^7 被殻産出した。8～20cm 間では、現存量が減少し、1g あたり $5 \times 10^4 \sim 5 \times 10^3$ 被殻であった。さ

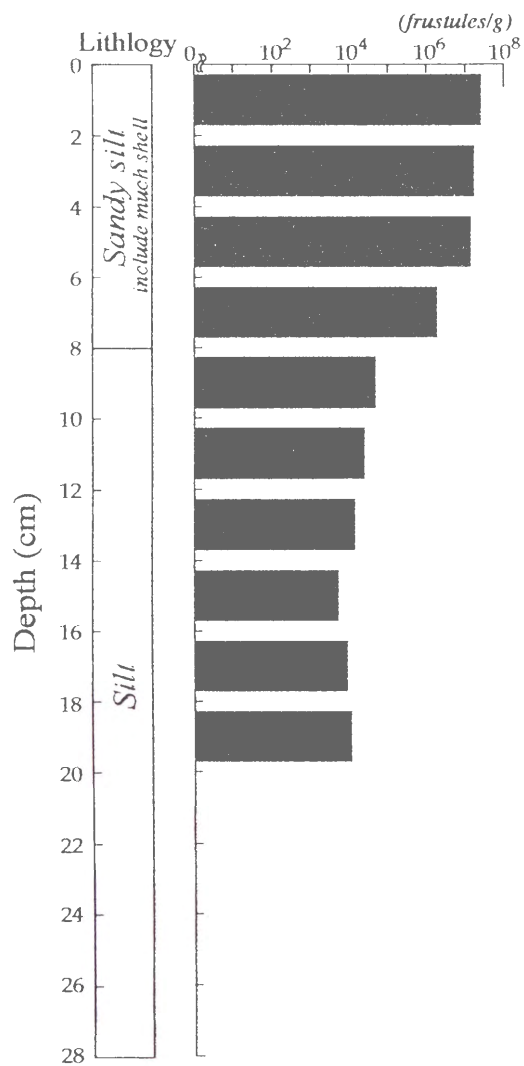


Fig. 6-1. Frustule density in sediment at AR-1

らに下層の 20cm 以深では珪藻化石は出現しなかった。

6.3.2. 珪質化石の種組成の垂直分布

堆積物中の珪藻化石と湖水中の珪藻の組成比を Fig.6-2 に示す。湖水中の珪藻は、*Cocconeis scutellum* に類似した *Cocconeis* sp. A が全体の約 9 割を占め、あとは *Diploneis didima* と *Merosira* sp. と単純な組成であった。これに対し 0~2cm の堆積物中の珪藻化石には、多くの種が産出した。

Cocconeis sp. A は、0~2cm で最も産出量が多く、10cm 深までは深くなると減少し、10cm 深以下ではみられなかった。*Nitzschia palea* は 0~8cm までは全体の 52~19% を占めており、2~8cm では第一優占種であったが、10~14cm では産出せず、再び 16~18cm で第一優占種となり、16cm 以深では存在は認められなかった。*Navicula phyllepta* は 0~8cm 深までは全体の 19~6% を占めていたが、それ以深ではみられなかった。*Opeporia olsenii* は *Navicula phyllepta* とよく似た分布を示し、0~8cm 深までは全体の 22~7% を占めていたが、それ以深では出現しなかった。*Cocconeis placentula* は、表層から 10cm 深までは全体の 20~4% を占めていたが、それ以深では出現しなかった。*Rhopalodia acuminata* は表層では全く出現せず、2~8cm では 1~2% だけみられ、10cm では全体の 75% をしめる第一優占種であった。しかし、10~14cm では出現せず、再び 16~18cm で *Nitzschia palea* とともに優占種となり、16cm 以深では再び産出しなかった。*Stephanodiscus* sp. は 0~8cm までは産出せず、10~14cm で産出し、12~14cm では第一優占種であった。*Fragilaria parasitica* は、0~2cm では存在は認められなかったが、2~8cm まで産出し、10cm 以深で

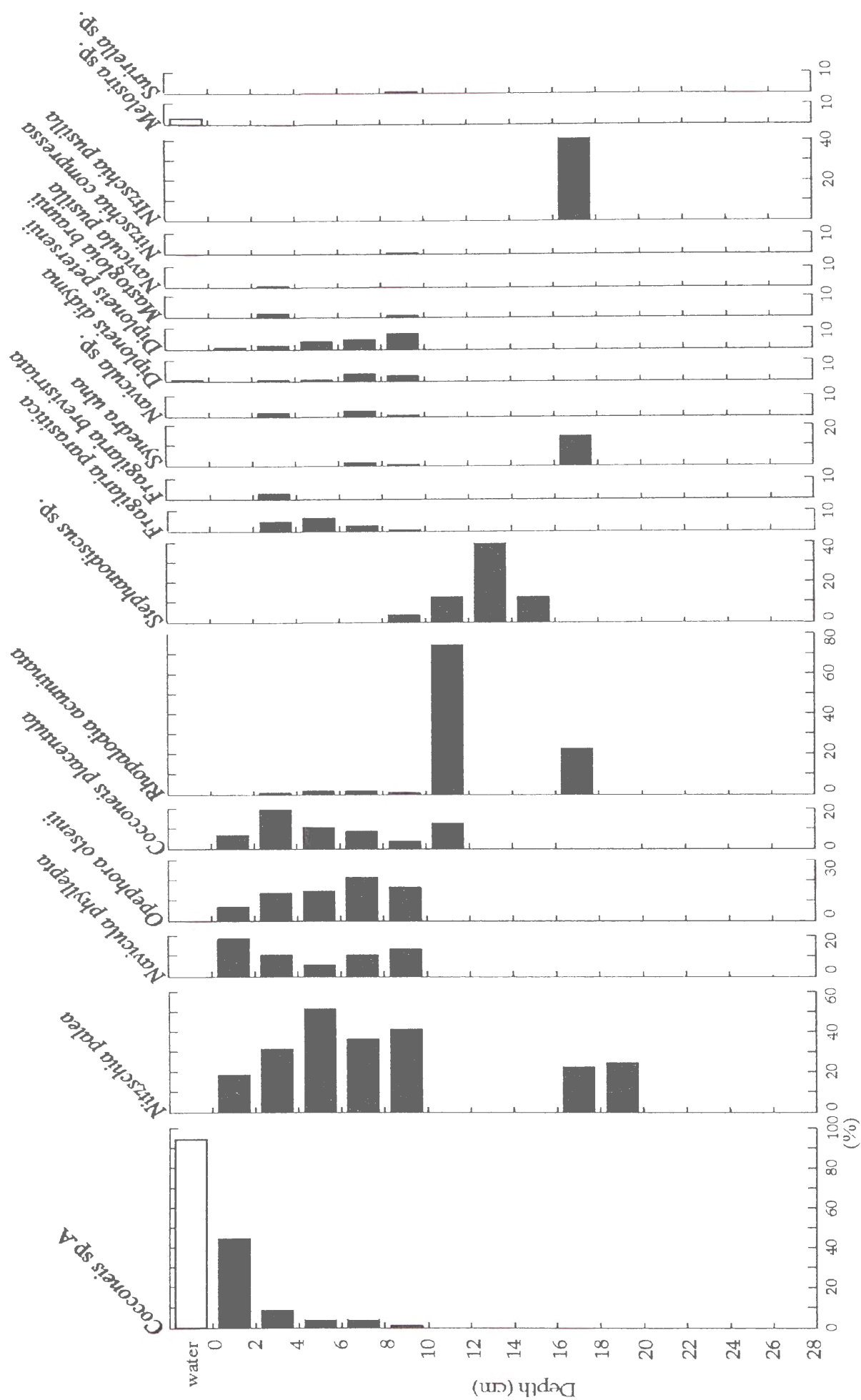


Fig. 6-2. Diatom percentage diagram of dominant species in AR-1 from the Aral Sea

は再び産出しなかった。

Fragilaria brevistriata、*Navicula* sp.、*Dioplaneis didyma*、*Diploneis petersenii* は産出量は少ないが、8cm まで出現し、それ以深では産出しなかった。*Nitzchiapusilla* は 16cm でのみ存在は認められ、第一優占種であった。10cm 以深では破壊された被殻が多く、同定できないものがあつた。

6.3.3. 湖底堆積物の放射性年代

AR-1 の湖底堆積物のコア試料中に含まれる人工放射性核種 ^{137}Cs 量を測定した。しかし、すべての地点で ^{137}Cs は検出できなかった。そのため、AR-1 の湖底堆積物のコア試料の放射性年代が測定できず、堆積速度を求めることができなかった。

6.4. 考察

6.4.1. 珪質化石の現存量の垂直分布

0～8cm 深までは、珪藻化石の現存量は高かった。それ以深の 8～20cm で、現存量が減少し、さらに 20cm 以深で産出しなかった。海の堆積物では、しばしば珪藻化石の溶解が報告されている (Barker 1992, Nelsen and Gordon 1982, Gasse 1987, Shemesh et al. 1989)。また Lewin(1961)は、実験から pH が 8.0 以上では珪藻が溶解したことを示した。AR-1 の pH は 8.61 であったことから、20cm 以深の堆積物中の珪藻化石は、溶解してしまったと考えられる。また、8～20cm 深で現存量が減少しているのも、珪藻化石が一部溶解しているから

であろう。

6.4.2. 珪質化石の種組成の垂直分布

湖水中の珪藻の多様性は、深さ 0~2cm の堆積物中の珪藻化石のそれよりも低かった。現生の珪藻群集が化石群集となる化石化の過程には、分解や堆積物の攪乱による破壊が存在する(Barker, 1992)。つまり、堆積物が堆積した時代と、現在生息している珪藻群集に変化がないなら、湖水の珪藻の種組成は堆積物中より多様性に富むことになる。しかし AR-1 では、湖水中の珪藻の多様性が、表層 0~2cm の堆積物中の珪藻化石のそれよりも低かった。このことは、表層 0~2cm の堆積物が堆積した時代と試料採取時で湖水に生息していた珪藻群集の組成が変わっていることを意味する。AR-1 は湖水の EC が高く、湖水の塩分が最も上昇している地点である。この状況に対応できた種は、生き残った *Cocconeis* sp. A、*Diploneis didima* および、かつてはほとんど出現していなかった *Merosira* sp. と少なく、*Nitzschia palea*、*Navicula phyllepta* など多くの種が死滅した。したがって試料採取時には生息している種が少なかったが、塩分が現在より低かった過去の種組成を反映し、化石が溶解していないと考えられる 0~10cm の堆積物中の種の多様性は高かった。

湖水中で優占した *Cocconeis* sp. A は、0~2cm で最も産出量が多く、10cm 深までは深くなるごとに産出量が減少し、10cm 以深では出現しなかったことから、湖水の¹高い³塩分にも適応しているといえる。一方、*Nitzschia palea* と *Opeporia olsenii* は 10cm 以上で減少していた。これらの種は *Cocconeis* sp. A とは反対に湖水の塩分上昇に適応できず減少したといえる。

10～20cm 深で、種の多様性が低いことは、多くの種が溶解や堆積物による破壊作用を受けたために同定できた種が少ないことが原因であろう。

6.4.3. 湖底堆積物の放射性年代

カザフスタン共和国のロシア共和国との国境近くに、旧ソビエト連邦時代の秘密都市セミパラチンスク核実験場が存在する。1949 年に、ソ連最初の核実験がセミパラチンスク核実験場で行われて以来、1989 年までの間に 467 回の核実験が行われた。（バルムハーノフら、1994）。

このセミパラチンスクでの核実験で多量 ^{137}Cs が放出されており、カザフスタン共和国は世界中でも被曝量の多い国の 1 つである。アラル海はこの実験場と同じ共和国内にあり、アラル海へ降下した ^{137}Cs 量は世界の平均よりは多いはずだが、アラル海の湖底堆積物 28cm 深までのすべての深度から、 ^{137}Cs は検出できなかった。この原因は、この地域の降水量と関係があると考えられる。アラル海周辺は年間降水量が 200mm 以下の乾燥地である。核実験により大気中に放出した ^{137}Cs は、大気中の粒子に吸着する。そして、 ^{137}Cs を含む大気中の粒子は大気の循環によって、世界中に運搬され、雨や雪に混じって陸地に降下する。しかし、降水量の少ない乾燥地では、雨や雪が降らないため、 ^{137}Cs を含む大気中の粒子の陸地への降下量が少ない。そのため、核実験場から離れた国々でも検出できる ^{137}Cs が、核実験場に近いアラル海の湖底堆積物から検出できなかったのが原因の 1 つであろう。したがって、湖底堆積物中の ^{137}Cs が測定できなかったために、堆積物の放射性物質による年代が決定できな

かった。

6.5. 結語

1994年に調査した小アラル海の7地点の内、最北部 AR-1 の塩分は、他の地点より高く、カチオンの組成や湖水中の珪質プランクトンの種組成は他の地点と異なっていた。そこで、AR-1 で採取したコアサンプル中の珪藻化石の垂直分布を調査し、アラル海の急激な塩分上昇の変化が珪藻の種組成の変化に与えた影響について検討した。

湖底堆積物の 0～2cm の現存量が最大で、8cm 深までは、現存量は高かった。それ以深の 8～20cm 間では、さらに現存量が減少し、20cm 以深では珪藻化石は出現しなかった。20cm 以深の堆積物中の珪藻化石は、溶解し、10～20cm 深の珪藻も一部溶解していると考えられる。

湖水中の珪藻の多様性は、表層堆積物中の珪藻化石の多様性よりも低かった。大規模灌漑農業によるアラル海の湖面積の縮小と湖水の塩分上昇の影響を受け、多くの種が死滅したため、湖水中の珪藻の多様性が堆積物中の多様性より低くなっていた。

第7章 微細藻類の増殖におよぼす NaCl の影響

7.1. はじめに

その主要な生活の場が、海洋、湖沼、河川などの水界である藻類が、水界生態系の中で一次生産者の担い手としての果たす役割は極めて重要なものである（秋山他，1986）。

藻類、とりわけ珪藻類は、地球温暖化や汚染への関心が高まるにつれて、気候および環境の変化の指標としての重要性が指摘されてきた（Round et al., 1990）。Gell & Gasse (1994)は、オーストラリアの塩湖の珪藻群集を調査し、塩湖に生息している珪藻群集と EC の関係について調べた。その結果、生息できる EC の範囲が限られている種があることを示している。しかし、塩湖での珪藻類の生理的特性についての知見はない。

中央アジアのカザフスタン共和国西部の乾燥地には、集水域での大規模灌漑農業による河川水の使用が原因で、塩分が急激に上昇したアラル海がある。また、同国内の東部の乾燥地には、アラル海と同様に集水域で大規模灌漑農業が行われているが、アラル海のように塩分が上昇していないバルハシ湖が存在する。これに加えてアラル海の集水域にあるカムシェリバス湖の3つの湖で、微細藻類の現存量と種組成を調査した。その結果は、5章に示したが、アラル海とバルハシ湖水について要約すると、アラル海の高塩分地点では、他の地点に比べ、藻類の現存量と、微細藻類の種の多様性が減少した。そして、渦鞭毛藻と珪藻が優占し、微細藻類の種組成が異なっていた。また、バルハシ湖でも、EC の高い地点で微細藻類の種の多様性の減少が見られた。このようなことから、アラル海とバルハ

シ湖では、塩分が微細藻類の種組成や現存量に影響を及ぼしていると考えられる。アラル海は現在も湖面積が減少し、塩分は上昇している。このため、現在生息している生物の塩分耐性を調べることは、今後のアラル海の生物相がどのように変化するかを考える上で重要である。

そこで、アラル海とカムシェリバス湖およびバルハシ湖において、塩分が微細藻類におよぼす影響を明らかにするために、これらの地域から単離した珪藻類を用いて珪藻類の塩分耐性を培養実験によって調べた。

7.2. 試料と方法

7.2.1. 試料

培養実験には、1993年8月にバルハシ湖で採取した湖水にその場の湖底堆積物を少量加えた10ml容のスピッツ管に入れ持ち帰り、そこかパスツールピペットを用いて珪藻類を単離した。1994年9月にアラル海とカムシェリバス湖で採取した湖水をバルハシ湖と同様の方法で持ち帰り、同様に珪藻を単離し実験に用いた。これらは、実験室で単離後、20℃14時間照明のもとで維持培養を行っている株である。実験に用いた培養株の一覧をTable 7-1に示す。

7.2.2. 珪藻の培養株の同定

珪藻を同定するため、藻の殻の内部に存在する原形質や、殻の外側の粘質の多糖類や有機被膜を取り除くために、珪藻を高温で加熱し、クリーニングした。珪藻の培養株を1滴カバーグラスにのせ、

Table 7-1. Culture Name of Diatom

Species	Culture No.
Centrales	
Coscinodiscaceae	
<i>Melosira moniliformis</i>	AR-4-1-1
Thalassiosiraceae	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	AR2-2, AR2-1-1, AR4
<i>Cyclotella</i> spp.	AR2-1, AR2-1', AR4-2'
Pennales	
Naviculaceae	
<i>Rhopalodia gibba</i>	K3-2
Nitzschiaceae	
<i>Nitzschia acichialris</i>	AR3-1
<i>Nitzschia descrtorum</i>	BA2-2
<i>Nitzschia intermedia</i>	AR4-2, AR3-2, AR3-3 BA1-1-3, AR4-3, AR4-4,
<i>Nitzschia lorenziana</i>	K2'
<i>Nitzschia palea</i>	BA2-4-2, AR3-3, BA4-1, B2-3

水分がなくなるまでホットプレート上で 150℃で加熱し、その後 450℃で珪藻が灰化されるまで 3～4 時間加熱した。その後、高屈折率の封入剤マウントメディアで封入し、プレパラートを作成して、光学顕微鏡下 (x1000) で種の同定を行った。

7.2.3 培養および計測方法

実験を始めるまでの維持培養は、CT 培地に珪酸ナトリウムを 100mg 添加した Csi 培地に塩化カルシウムを 500mg 添加した BA 培地、さらに BA 培地に塩化ナトリウムを 2g/l 添加した AR 培地のいずれかで行った。各培地はテフロンキャップ付の試験管に 10ml ずつ入れ、オートクレーブで 121℃で 20 分間加熱滅菌した。培養実験には 20℃の恒温室で、照度 30 μ E/m²/S、明期 14 時間、暗期 10 時間の明暗周期で行った。

実験には、Csi 培地を用い NaCl の濃度を变化させたものと、BA 培地で、NaCl の濃度を变化させたものを用いた。

第一段階として、Csi 培地に 1l あたり、0g、0.5g、2g、5g、10g、20g の NaCl の量を添加し、増殖速度を調べた。高濃度で明らかに増殖しないものについては NaCl 量を 5g までとした。

第 4 章に示したように、アラル海は海水と比較してカチオンのなかでも Ca²⁺ 濃度が高い。そこで、第 2 段階として、Csi 培地に塩化カルシウムを 500mg 添加した培地に、1l あたり、0g、0.5g、2g、5g、10g、20g の NaCl の量を添加し、増殖速度を調べた。

実験培地に培養株を接種するときには、培地の温度が増殖に影響およぼさないように、あらかじめ実験培地を 20℃の恒温室に 1 時間

おいた。そして、25℃の恒温室のクリーンベンチにて速やかに接種し、接種後すぐに 20℃の恒温室に戻し、培養を開始した。接種する培養株は、対数増殖期をすぎ、定常期には入った株を用いた。

培養株には試験管に付着している細胞や塊状になっているものを均一にするため、細胞数の計数の際には、ラボミキサーで試験管を攪拌した。細胞が均質になった培地の中から 0.1ml を計りとり、計数用ラフターセル上にのせ、倍率 100 倍の光学顕微鏡下で全てを計測した。接種後、10 日までは 2 日～3 日毎に 1 度計数し、10 日以降は 4 日～6 日間隔で計数した。計数の際、細胞数が非常に多いものに関しては、10 倍希釈を行った後、計数した。生息している細胞と死んだ細胞の識別は難しい。そこで、細胞中の色素が抜けている細胞を死んだ細胞とし、色素が識別できる細胞は生息していると判断した。培養実験は基本的には約 30 日間行った。

7.2.4. 増殖速度の決定方法

計数した生息細胞 (n) の対数値 $\log n$ を y 軸に時間軸を x 軸にとり増殖曲線を求めた。増殖曲線のうち対数増殖期に相当する点を選び出し、直線回帰を行い、回帰式の傾き (α) を求めた。そして、増殖速度 (分裂回数/day) を $\alpha / \log 2$ から求めた。さらに、1 実験について、3 本の試験管で実験を行っているので、相加平均を行った。最大収量に関しても相加平均を行った。

7.3. 結果

7.3.1. アラル海の珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係

アラル海から採取した珪藻の培養株の培地に NaCl を 0、0.5、1、2、5、10、20g/l 添加し、増殖速度がどのように変化するかを調べた。

AR-2 (EC 29.4mS/cm) から分離した *Cyclotella meneghiniana* AR2-1-1 株の増殖速度は NaCl 量が 0g のとき 0.90 分裂/日で、0.5g 以上では、ほぼ一定であったが、20g で少し低下した (Fig.7-1)。*Cyclotella* sp. AR2-1 株の増殖速度は NaCl 量が 2g のとき 0.66 分裂/日の最大値を示し、他では低かった (Fig.7-2)。*Cyclotella* sp. AR2-1 株の増殖速度は NaCl 量が 10g まではほとんど変動がなく、20g のときに最も低くなった (Fig.7-3)。*Cyclotella meneghiniana* AR2-2 株の増殖速度は NaCl 量が 0g のとき 0.70 分裂/日で、1g 以上では減少した (Fig.7-4)。*Cyclotella* sp. AR2-3 株の増殖速度は NaCl 量に関係なくほぼ一定であった (Fig.7-5)。

AR-5 (EC 29.7mS/cm) から分離した *Rhopalodia gibba* AR5-3 株は NaCl 量が 0.5g 以外増殖しなかった (Fig.7-6)。*Cyclotella meneghiniana* AR5-2 株の増殖速度は NaCl 量が 2g 以上で減少した (Fig.7-7)。

AR-4 (EC 15.4 mS/cm) から分離した *Cyclotella meneghiniana* AR4 株の増殖速度は NaCl 量が 0g のとき 0.97 分裂/日、0.5g でも 0.86 分裂/日で、2g で減少し、その後一定であった (Fig.7-8)。AR-4 から分離した *Cyclotella* sp. AR4-1 株の増殖速度は NaCl 量に関係なくほぼ一定であった (Fig.7-9)。*Nitzschia intermedia* AR4-2 株 NaCl 量が高くなると増殖速度は減少した (Fig.7-10)。*Nitzschia intermedia* AR4-3 株は NaCl 量が高くなると増殖速度は減少した (Fig.7-11)。*Nitzschia intermedia* AR4-4 株の増殖速度は NaCl 量が 5g まで一定で、10g 以上では減少した (Fig.7-12)。*Melosira moniliformis* AR4-1-1 株の増殖速度は低く、10g では増殖しなかった (Fig.7-13)。

AR-3 (EC 1.62mS/cm) から分離した *Nitzschia acichialris* AR3-1 株

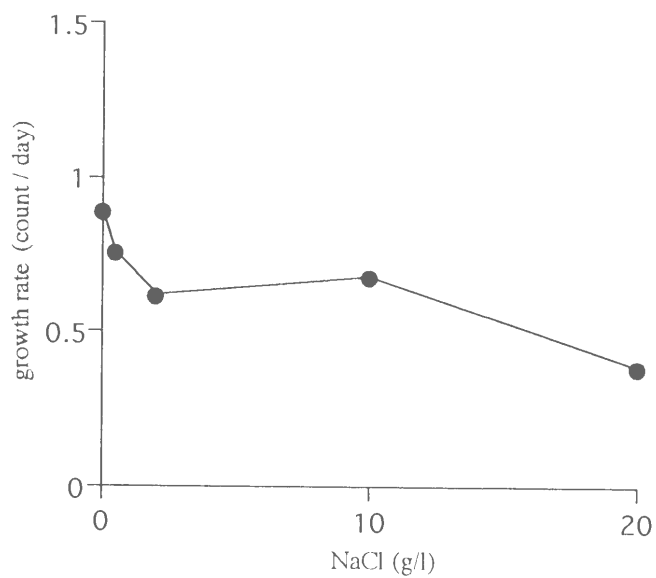


Fig. 7-1. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella meneghiniana*(AR2-1-1)

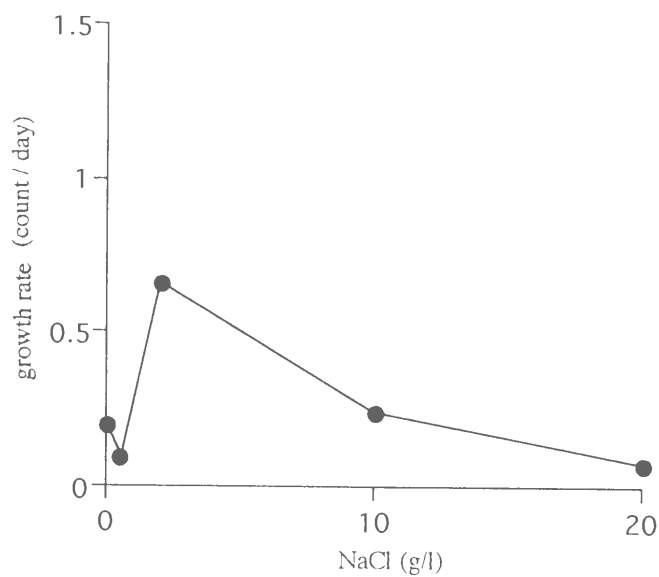


Fig. 7-2. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella* sp. (AR2-1')

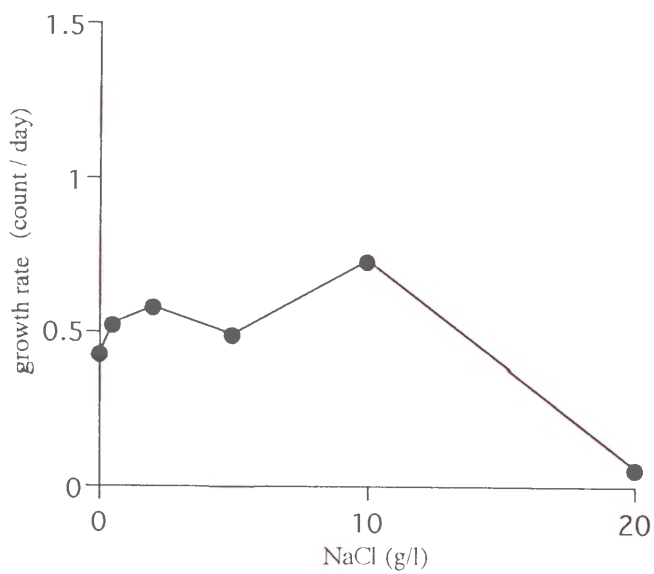


Fig. 7-3. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella* sp. (AR2-1)

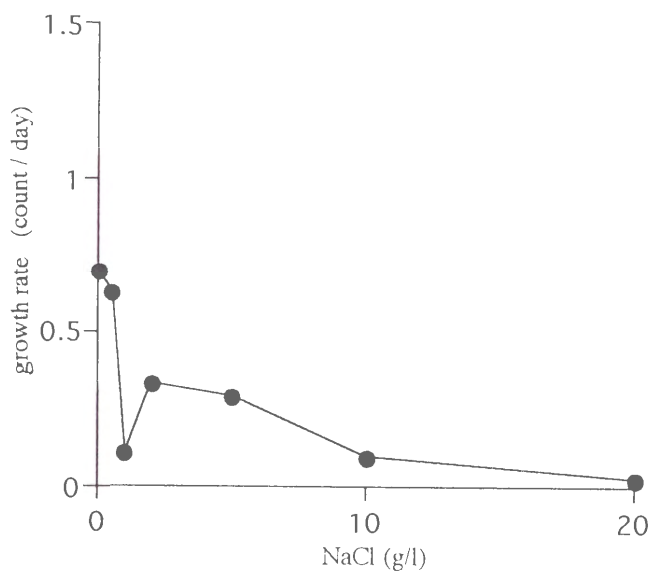


Fig. 7-4. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella meneghiniana*(AR2-2)

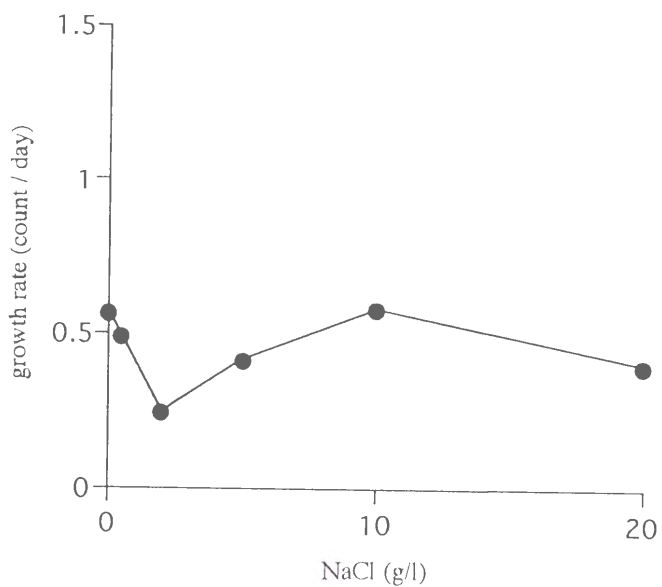


Fig. 7-5. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella* sp. (AR2-3')

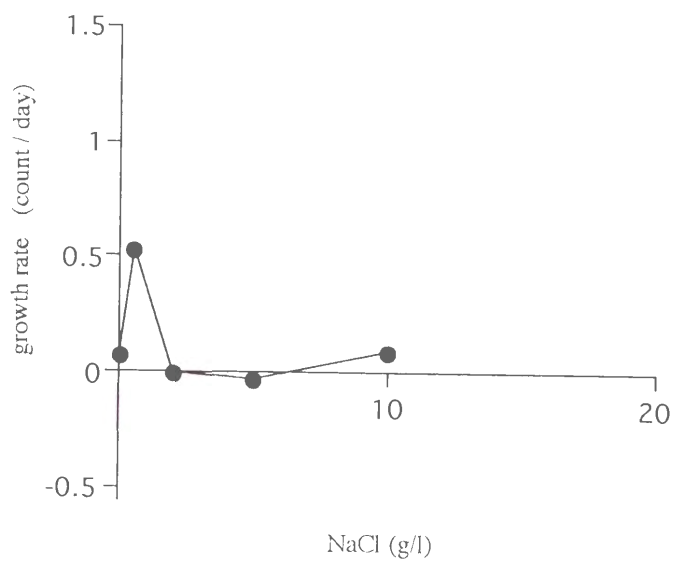


Fig. 7-6. Effect of salinity on growth rate of *Pleurosigma salinarum* (AR5-3)

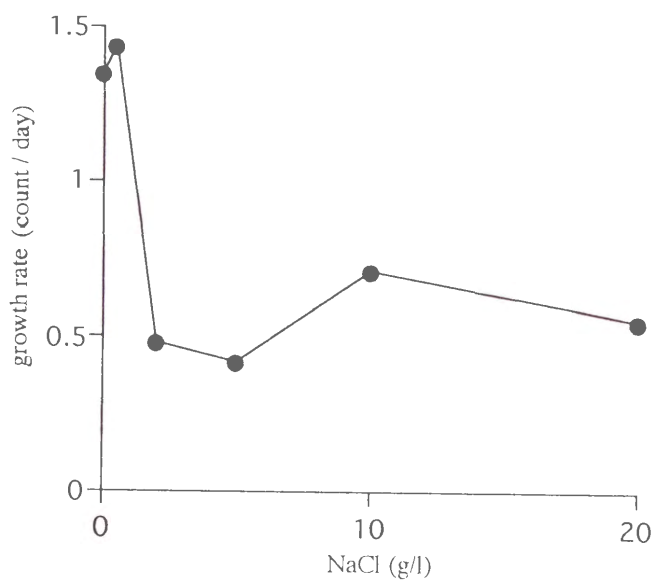


Fig. 7-7. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella meneghiniana* (AR5-2)

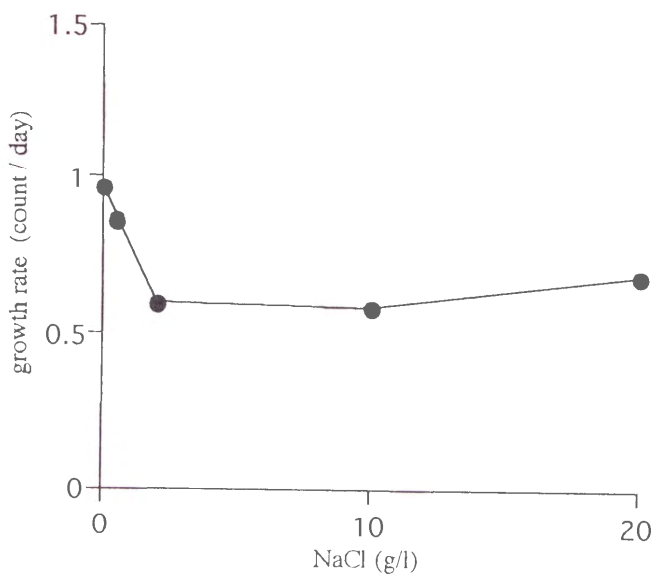


Fig. 7-8. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella meneghiniana* (AR4)

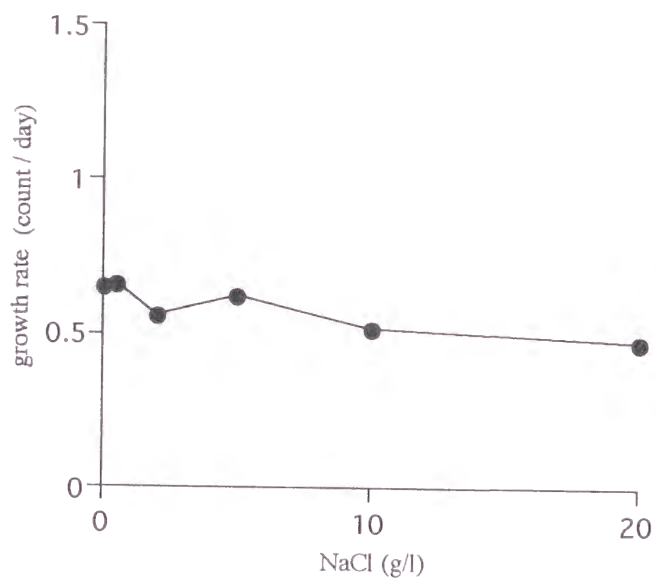


Fig. 7-9. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella* sp. (AR4-1')

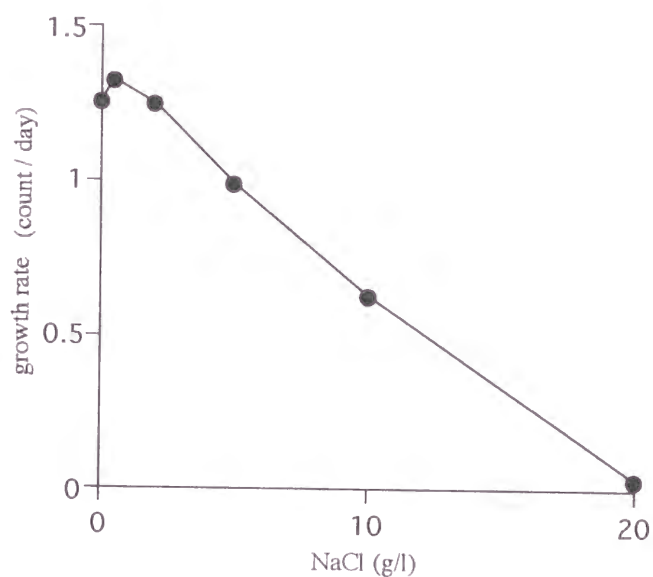


Fig. 7-10. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (AR4-2)

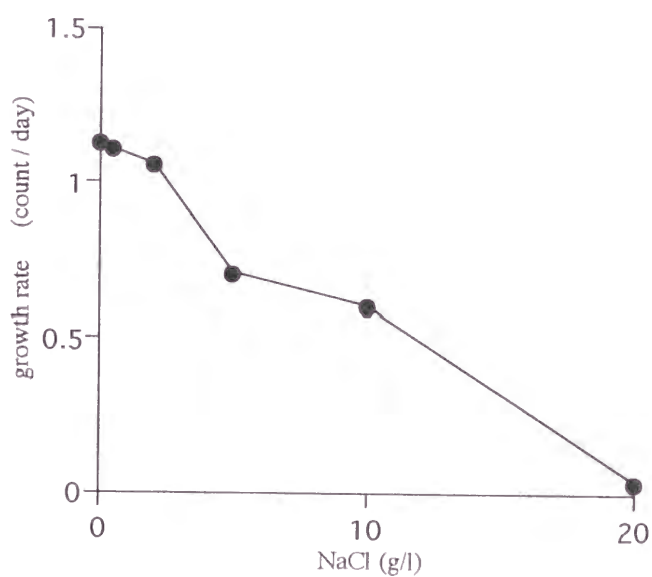


Fig. 7-11. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (AR4-3)

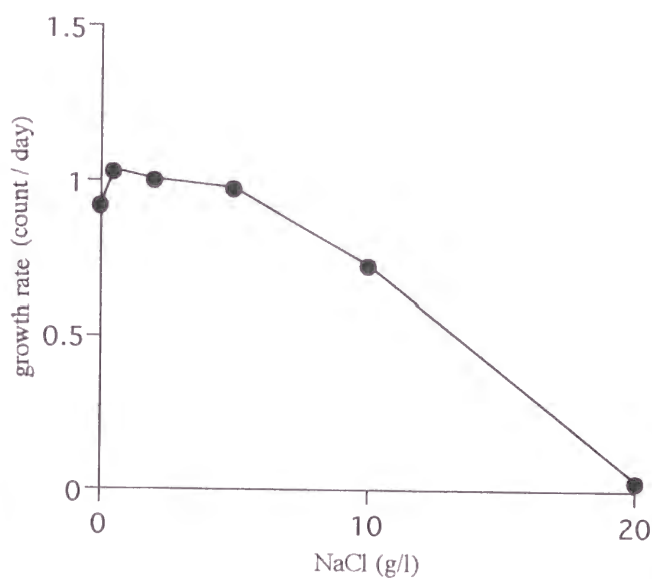


Fig. 7-12. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (AR4-4)

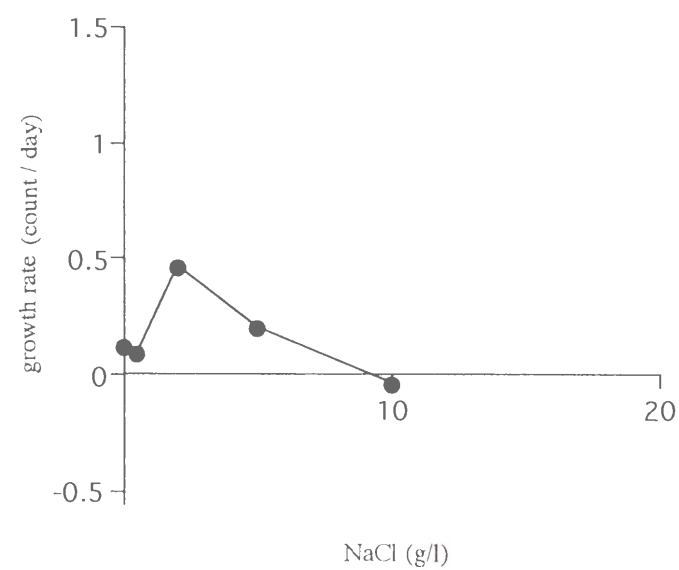


Fig. 7-13. Effect of salinity on growth rate of *Melosira moniliformis* (AR4-1-1)

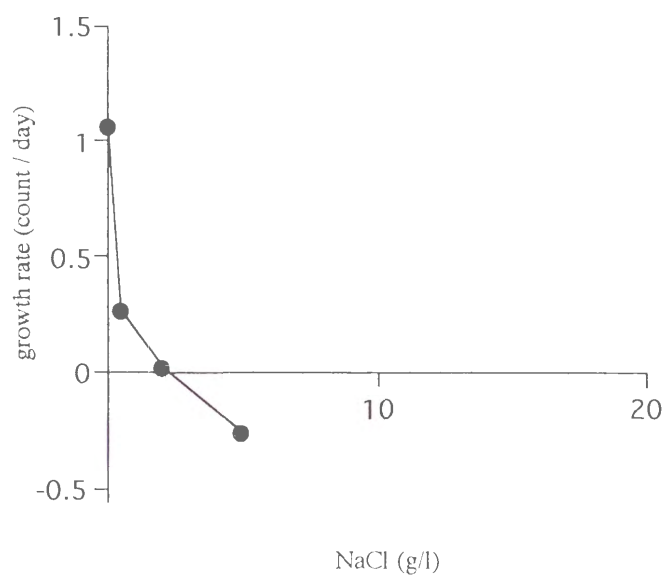


Fig. 7-14 Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia acichialris* (AR3-1)

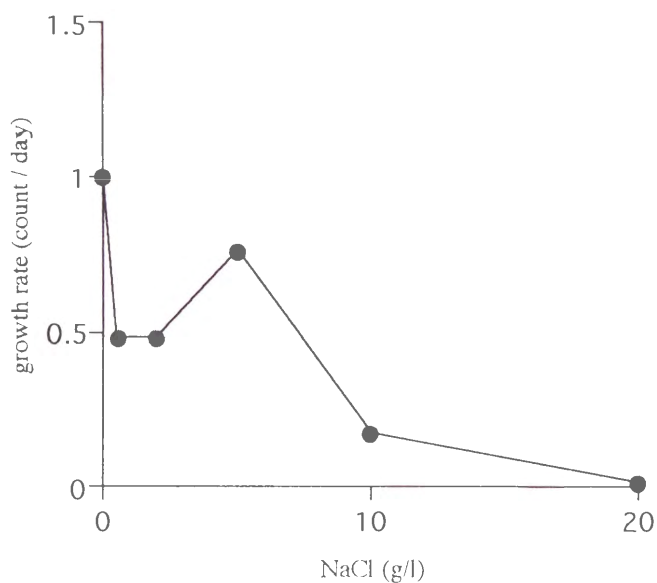


Fig. 7-15. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (AR3-2)

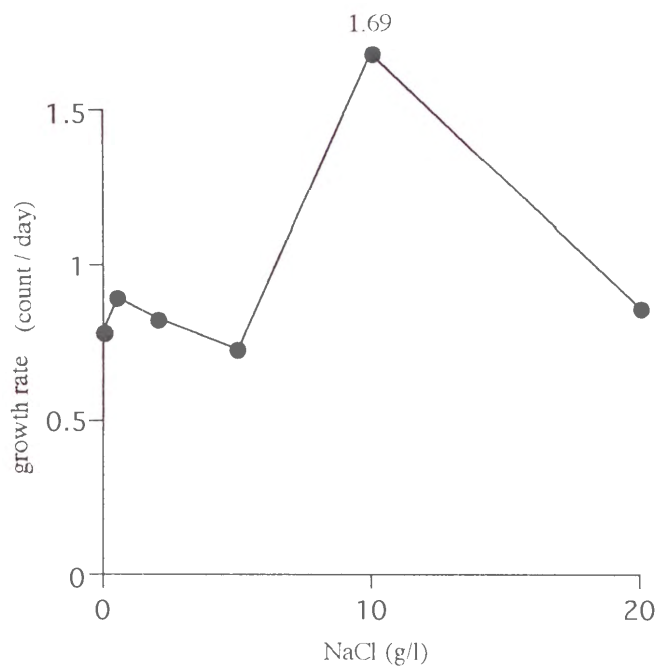


Fig. 7-16. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia palea* (AR3-3)

の増殖速度は NaCl 量が 0g のとき 1.07 分裂/日で、その後減少し、5g では増殖しなかった (Fig.7-14)。*Nitzschia intermedia* AR3-2 株の増殖速度は NaCl 量が 0g のとき 1.01 分裂/日で、0.5g 以上で減少した (Fig.7-15)。*Nitzschia palea* AR3-3 株は、他の株より増殖速度が高かった。中でも NaCl 量が 10g のとき 1.69 分裂/日と高かった (Fig.7-16)。

7.3.2. カムシェリバス湖の珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係

カムシェリバス湖から採取した珪藻の培養株の培地に NaCl を 0、0.5、1、2、5g/l 添加し、増殖速度がどのように変化するかを調べた。

K-2 (EC 11.2mS/cm) から分離した *Nitzschia lorenziana* K-2' 株は NaCl 量が 2g のとき 1.13 分裂/日の最大値を示したが、5g ではほとんど増殖しなかった (Fig.7-17)。

K-3 (EC 11.4mS/cm) から分離した *Rhopalodia gibba* K3-2 株は全体に増殖速度が低かった (Fig.7-18)。

7.3.3. バルハシ湖の珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係

バルハシ湖から採取した珪藻の培養株の培地に NaCl を 0、0.5、1、2、5、10、20g/l 添加し、増殖速度がどのように変化するかを調べた。

B2 (EC 1.92mS/cm) から分離した *Nitzschia palea* B2-3 株の増殖速度は NaCl 量が 5g まで高く、10g で低くなったが、20g でも同程

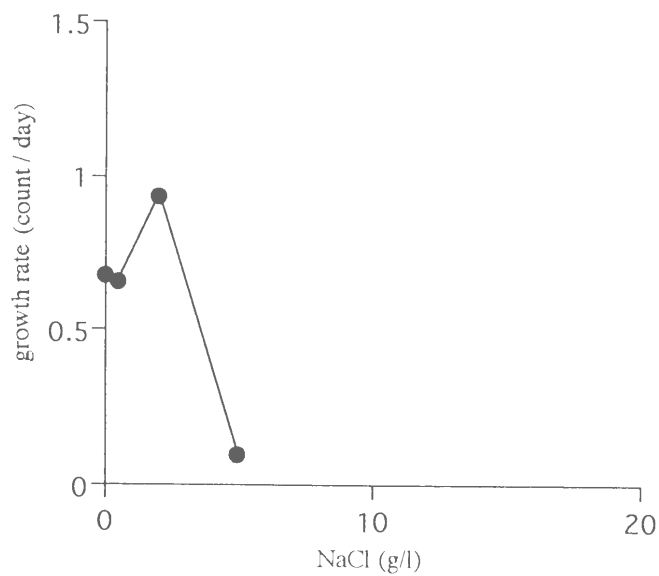


Fig. 7-17. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia lorenziana* (K-2')

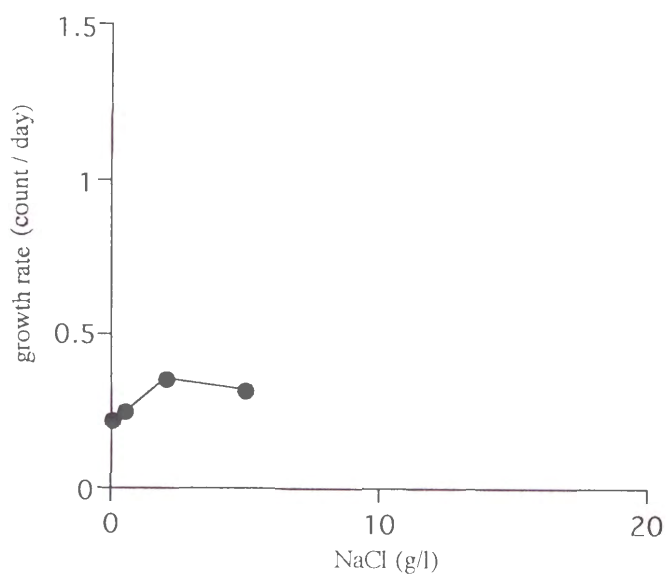


Fig. 7-18. Effect of salinity on growth rate of *Rhopalodia gibba* (K3-2)

度の速度を示した (Fig.7-19)。*Nitzschia intermedia* B2-4-1 株の増殖速度は NaCl 量の増加とともに減少し、20g ではほとんど増殖しなかった (Fig.7-20)。*Nitzschia palea* B2-4-2 株の増殖速度は NaCl 量が 5g まで高く、10g で減少し、20g ではほとんど増殖しなかった (Fig.7-21)。

B4 (EC 3.44mS/cm) から分離した *Nitzschia palea* BA4-1 株の増殖速度は NaCl 量の増加とともに減少し、20g ではほとんど増殖しなかった (Fig.7-22)。

7.3.4. 培地に $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加した珪藻の増殖速度と NaCl 量の関係

アラル海の最も NaCl 量の高い AR-1 では、湖水中の Ca^{2+} 濃度が海水に比べて高かった。そこで、アラル海、カムシェリバス湖、バルハシ湖から分離した珪藻の培養培地 (Csi 培地) に NaCl を 0、0.5、2、5、10、20g/l 添加したものと、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を 0.5g/l 添加し、NaCl 量を同様に变化させたものでは、増殖速度がどのように変化するかを調べた。

小アラル海の AR-2 (EC 29.4mS/cm) から分離した *Cyclotella* sp. AR2-3 株の増殖速度は $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加しても変化しなかった (Fig.7-23)。AR-5 (EC 29.7 mS/cm) から分離した *Nitzschia intermedia* AR5-2 株の増殖速度は CaCl_2 を添加しても変化しなかった (Fig.7-24)。AR-4 (EC 15.4mS/cm) から分離した *Nitzschia intermedia* AR4-4 株の増殖速度は $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加しても変化しなかった (Fig.7-25)。AR-3 (EC 1.62mS/cm) から分離した *Nitzschia intermedia* AR3-2 株の増殖速度は NaCl 量が増加すると減少したが、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加した培地では NaCl 量が増加しても増殖速度はほぼ同じであった (Fig.7-26)。

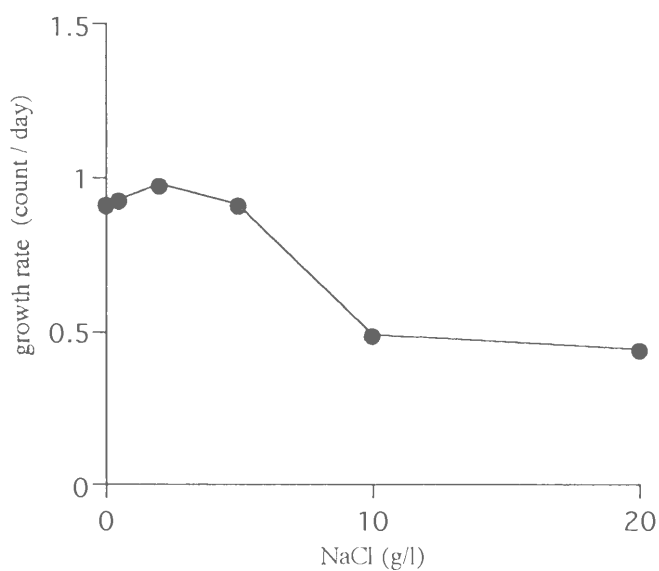


Fig. 7-19. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia palea* (B2-3)

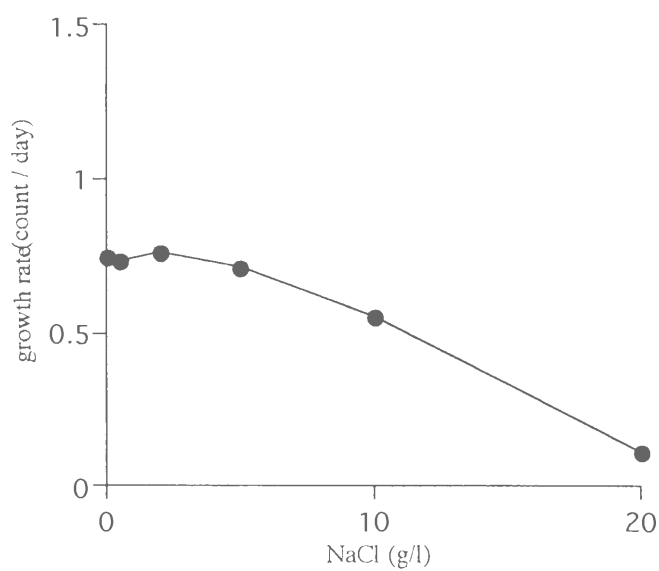


Fig. 7-20. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (B2-4-1)

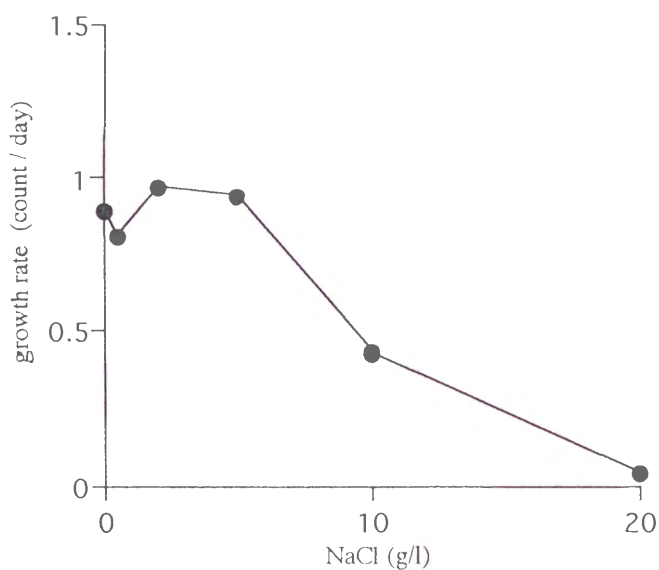


Fig. 7-21. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia palea* (BA2-4-2)

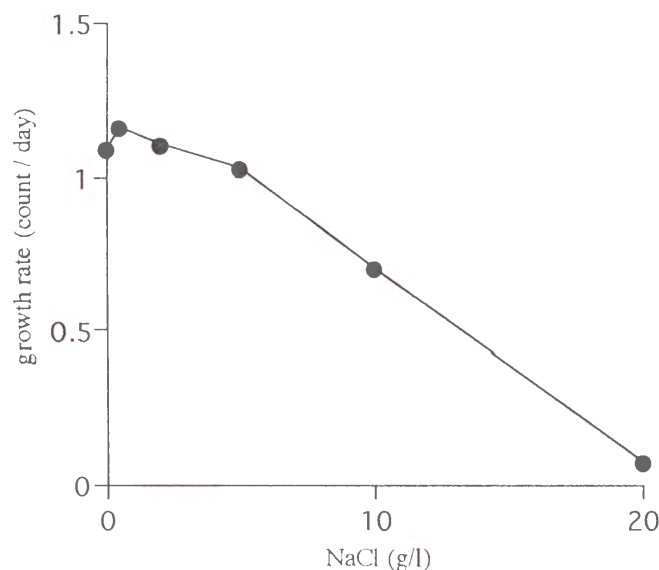


Fig. 7-22. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia palea* (BA4-1)

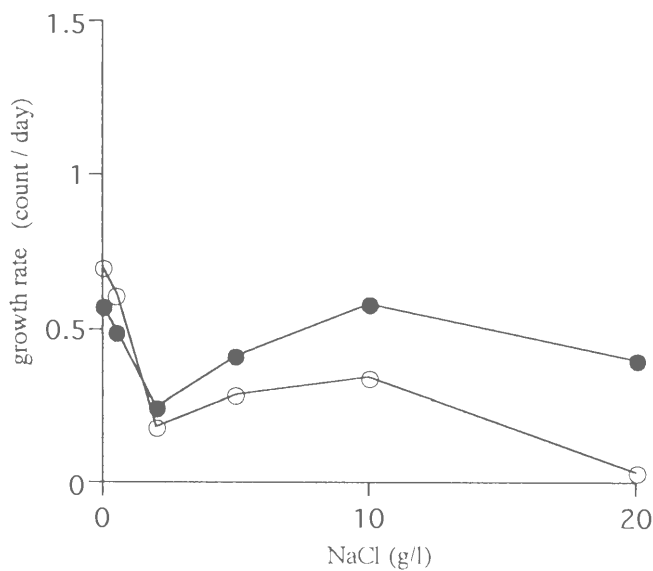


Fig. 7-23. Effect of salinity on growth rate of *Chaetoceros* sp. (AR2-3')

● NaCl only ○ NaCl and CaCl₂

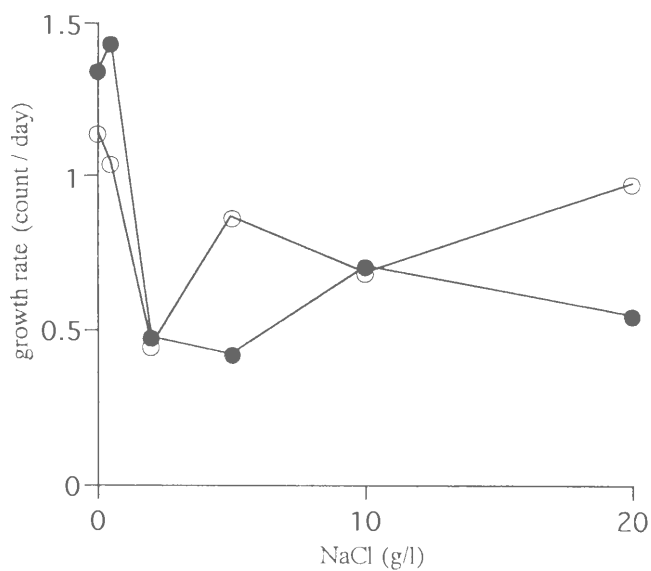


Fig. 7-24. Effect of salinity on growth rate of *Cyclotella meneghiniana* (AR5-2)

● NaCl only ○ NaCl and CaCl₂

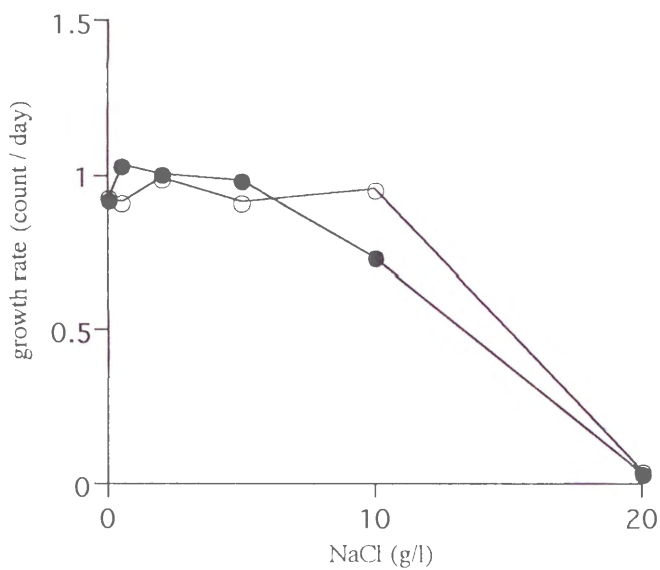


Fig. 7-25. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (AR4-4)

● NaCl only ○ NaCl and CaCl₂

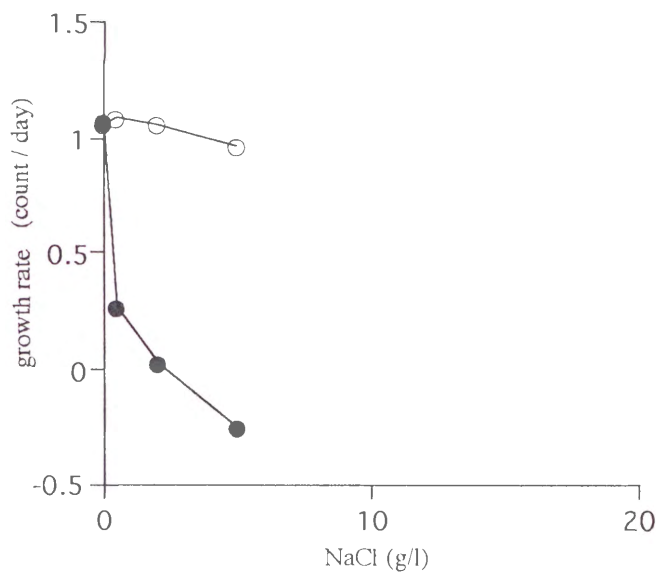


Fig. 7-26. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia intermedia* (AR3-2)

● NaCl only ○ NaCl and CaCl₂

カムシェリバス湖の K-2 (EC 11.2 mS/cm) から分離した *Nitzschia lorenziana* K-2 株の増殖速度は $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加しても変化しなかった (Fig.7-27)。

バルハシ湖の B4 (EC 3.44 mS/cm) から分離した *Nitzschia palea* BA4-1 株の増殖速度は $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ を添加しても変化しなかった (Fig.7-28)。

7.3.5. アラル海の珪藻の最大収量と NaCl 量の関係

アラル海から採取した珪藻の培養株の培地に NaCl を 0、0.5、2、5、10、20g/l 添加し、最大収量がどのように変化するかを調べた。

AR-2 (EC 29.4 mS/cm) から分離した *Cyclotella meneghiniana* AR2-1-1 株の最大収量は、NaCl 量が 2g 以上 20g まで一定であった

(Fig.7-29)。*Cyclotella meneghiniana* AR2-2 株の最大収量は、NaCl 量が 2g 以上で一定であった (Fig.7-30)。*Cyclotella* sp. AR2-1 株の最大収量は NaCl 量が 20g でわずかに減少した (Fig.7-31)。*Cyclotella* sp. AR2-3 株の最大収量はほとんど変化しなかった (Fig.7-32)。

Cyclotella sp. AR2-1 株最大収量は 20g で減少した (Fig.7-33)。

AR-4 (EC 15.4mS/cm) から分離した *Cyclotella meneghiniana* AR4 株の最大収量は、20g でもほとんど変化がなかった (Fig.7-34)。*Melosira moniliformis* AR4-1-1 株の最大収量が最も高かったのは、NaCl 量が 2g の時で、 5×10^4 cells/l で、2 g 以外は 5×10^2 cells/l であった (Fig.7-35)。*Cyclotella* sp. AR4-1 株の最大収量は 4×10^5 cells/l で NaCl 量が 20g でもほとんど減少しなかった (Fig.7-36)。*Nitzschia*

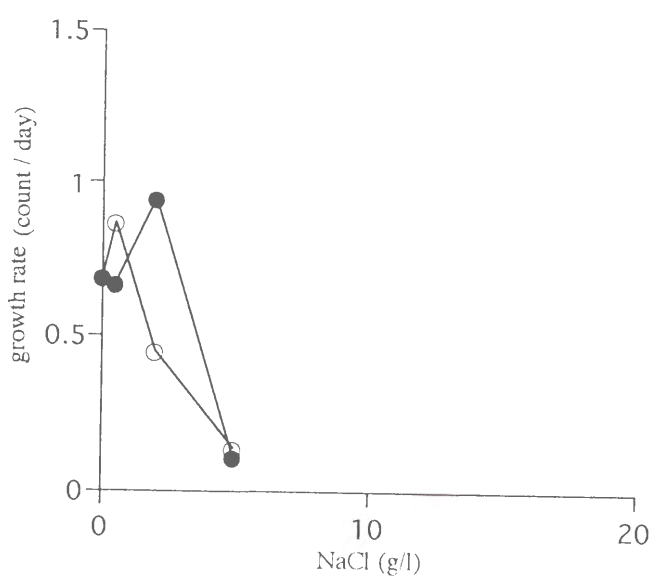


Fig. 7-27. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia lorenziana* (K-2')

● NaCl only ○ NaCl and CaCl₂

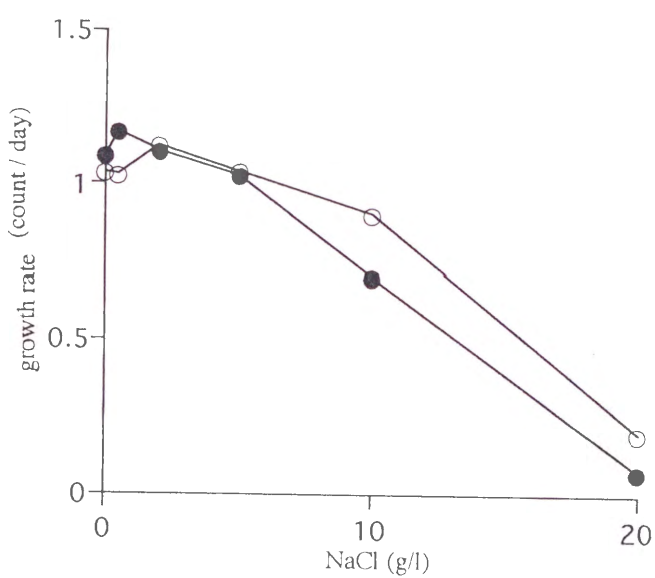


Fig. 7-28. Effect of salinity on growth rate of *Nitzschia palea* (BA4-1)

● NaCl only ○ NaCl and CaCl₂

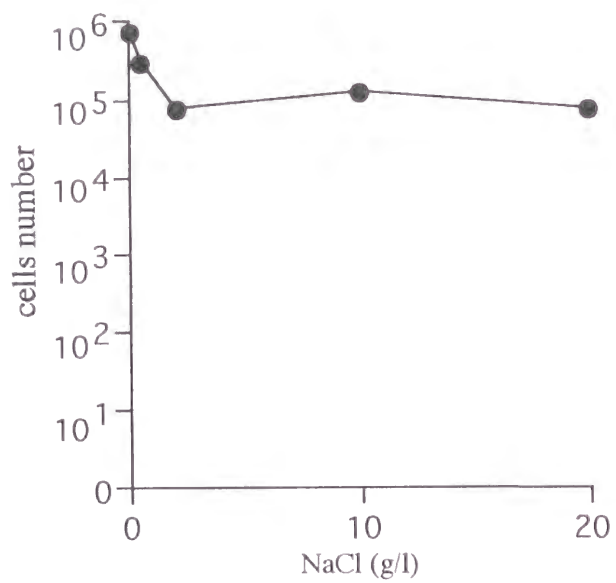


Fig. 7-29. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella meneghiniana* (AR2-1-1)

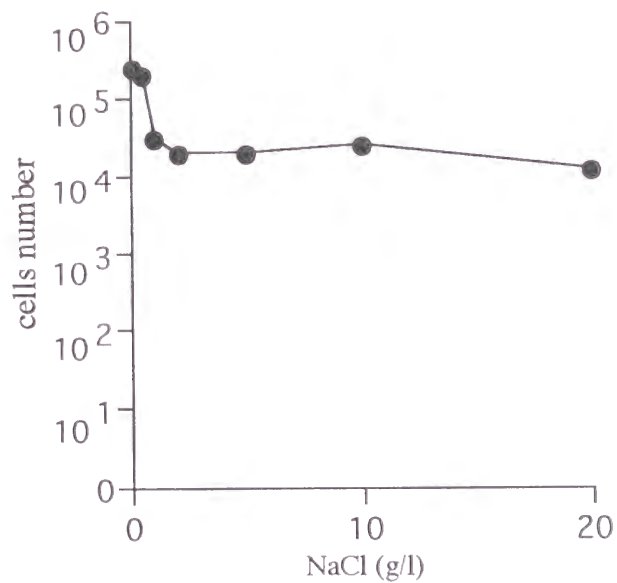


Fig. 7-30. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella meneghiniana* (AR2-2)

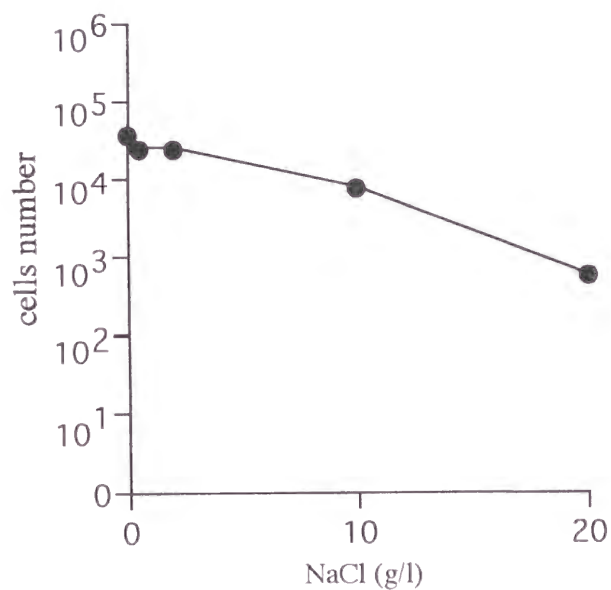


Fig. 7-31. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella* sp. (AR2-1')

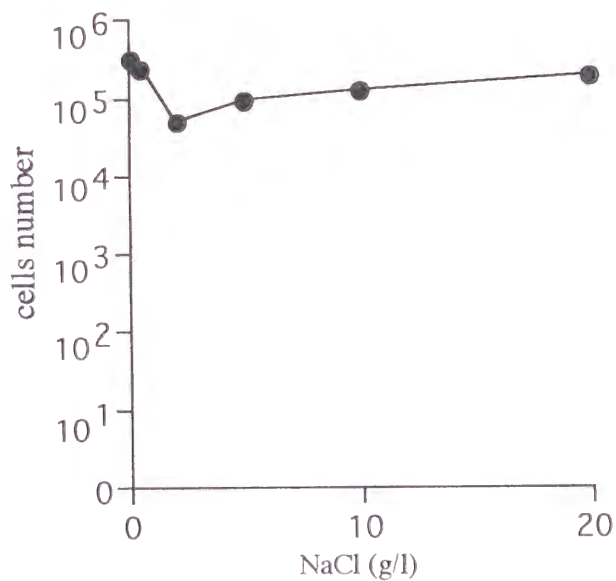


Fig. 7-32. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella* sp. (AR2-3')

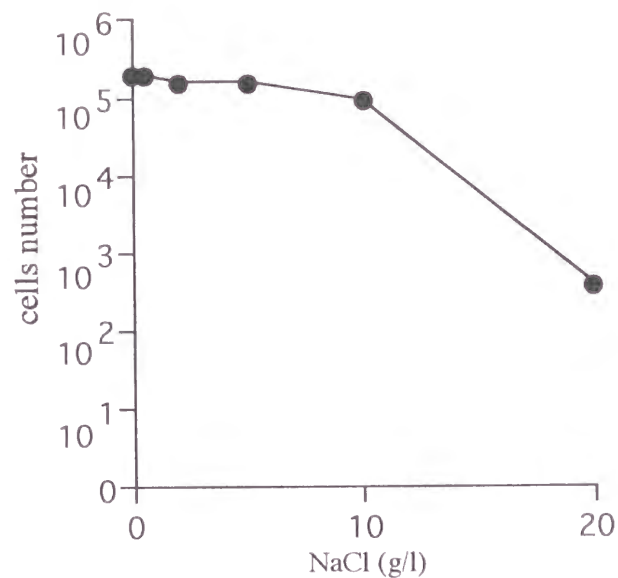


Fig. 7-33. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella* sp. (AR2-1)

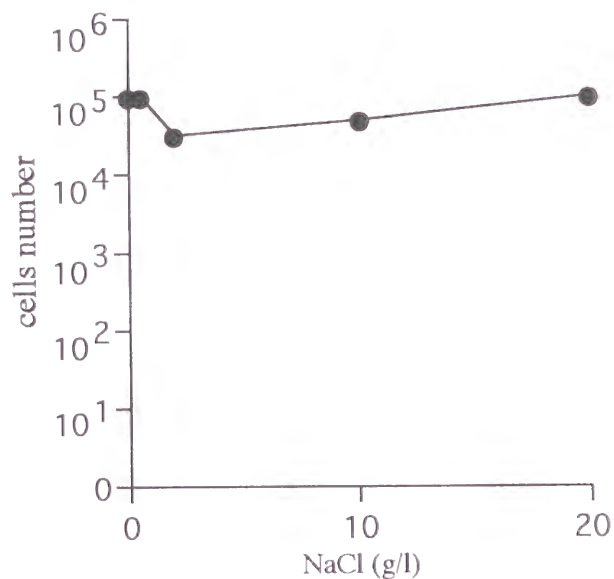


Fig. 7-34. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella meneghiniana* (AR4)

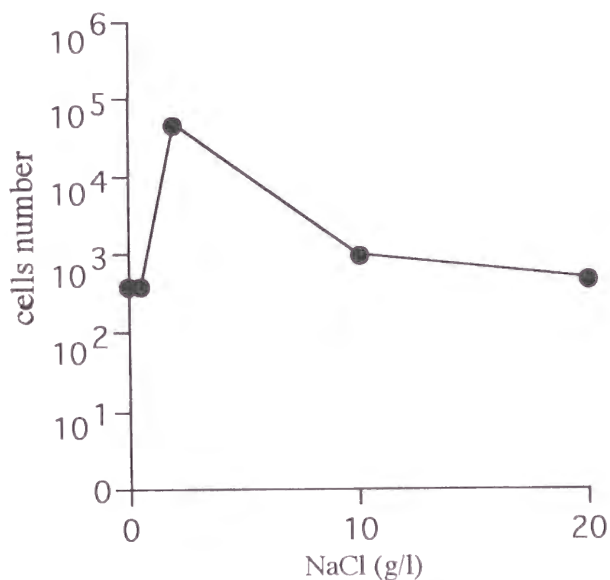


Fig. 7-35. Effect of salinity on maximum cells number of *Melosira moniliformis* (AR4-1-1)

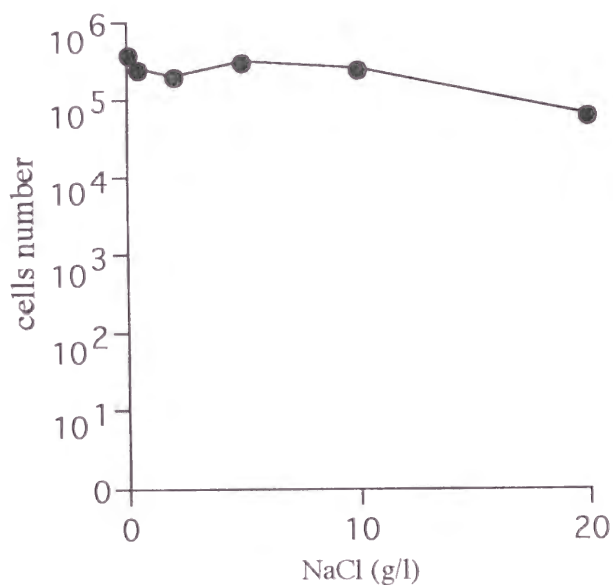


Fig. 7-36. Effect of salinity on maximum cells number of *Cyclotella* sp. (AR4-1)

intermedia AR4-2 株の最大収量は、NaCl 量が 5g で 3×10^5 cells/l であったが、20g では減少していた (Fig.7-37)。*Nitzschia intermedia* AR4-3 株の最大収量は、NaCl 量が 10g まではほぼ 2×10^5 cells/l と一定で 20g では減少していた (Fig.7-38)。*Nitzschia intermedia* AR4-4 株の最大収量は、NaCl 量が 10g までは 1×10^5 cells/l で、20g で減少していた (Fig.7-39)。

AR-3 (EC 1.62 mS/cm) から分離した *Nitzschia acichialris* AR3-1 株の最大収量は NaCl 量が 0g で 8×10^4 cells/l で、NaCl 量が高くなるにつれ減少した (Fig.7-40)。*Nitzschia intermedia* AR3-2 株の最大収量は、NaCl 量が 5g までほとんど同じであったが、10g で減少した (Fig.7-41)。*Nitzschia intermedia* AR3-3 株の最大収量 20g でもほとんど変化がなかった (Fig.7-42)。

7.3.6. カムシェリバス湖の珪藻と最大収量と NaCl 量の関係

カムシェリバス湖から採取した珪藻の培養株の培地に NaCl を 0、0.5、2、5、10、20g/l 添加し、最大収量がどのように変化するかを調べた。

K-2 (EC 11.2mS/cm) から分離した *Nitzschia lorenziana* K-2' 株の最大収量は、1g までは 7×10^4 cells/l と高かったが、2g では減少していた (Fig.7-43)。

K-3 (EC 11.4mS/cm) から分離した *Rhopalodia gibba* K3-2 株の最大収量は 2×10^4 cells/l で、NaCl 量を添加してもほとんど減少しなかった (Fig.7-44)。

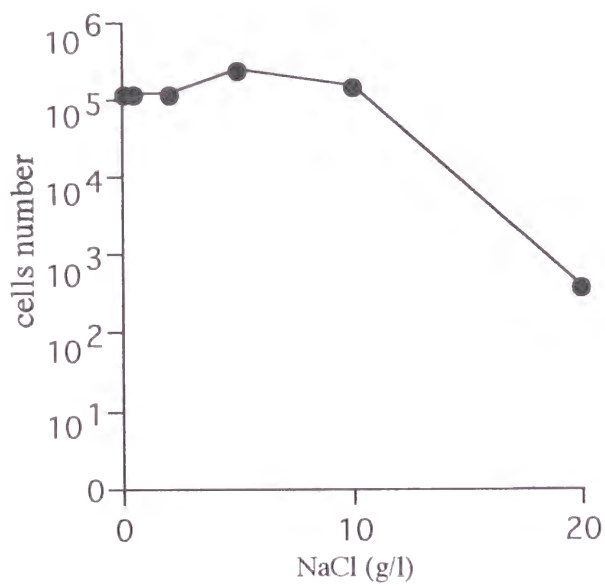


Fig. 7-37. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia intermedia* (AR4-2)

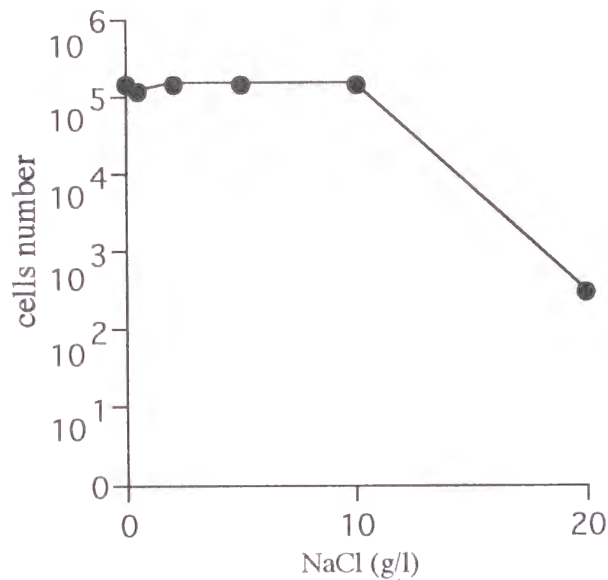


Fig. 7-38. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia intermedia* (AR4-3)

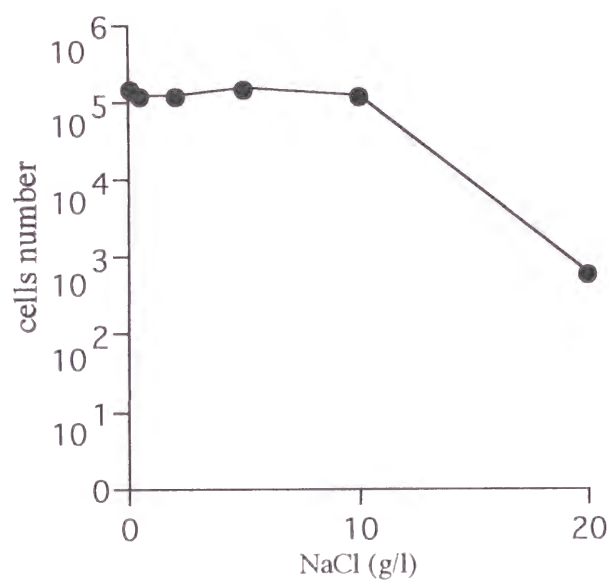


Fig. 7-39. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia intermedia* (AR4-4)

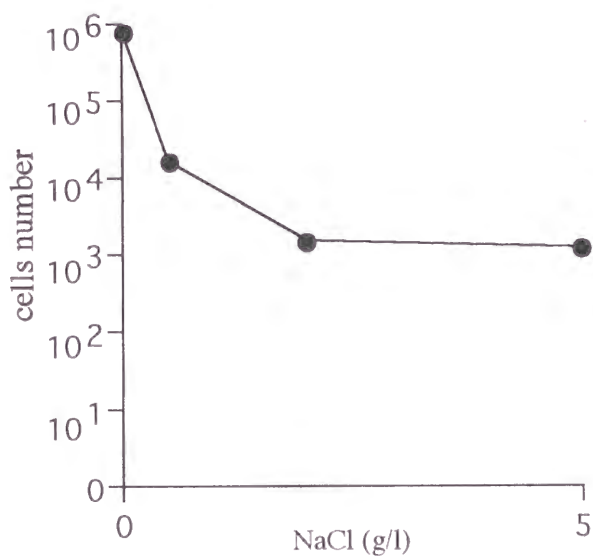


Fig. 7-40. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia acichialris* (AR3-1)

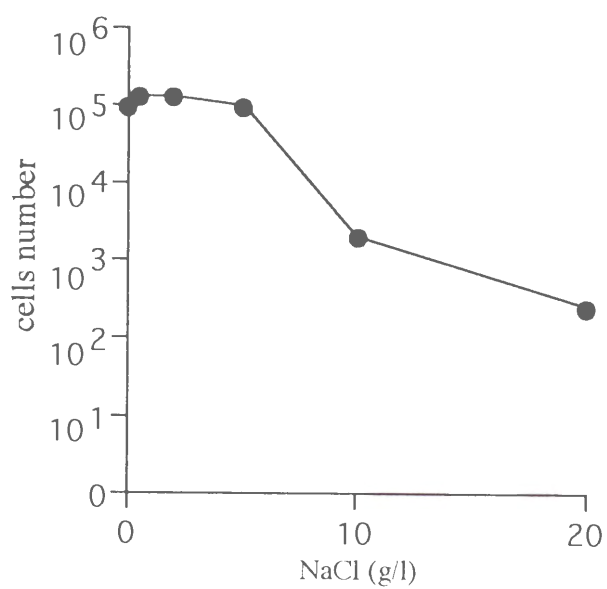


Fig. 7-41. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia intermedia* (AR3-2)

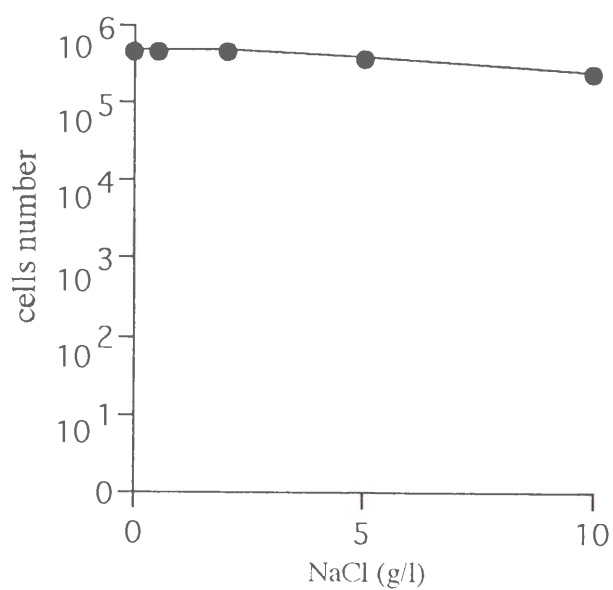


Fig. 7-42. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia intermedia* (AR3-3)

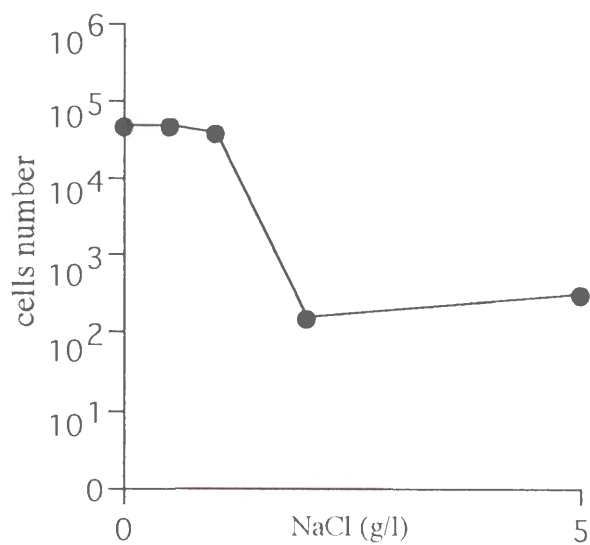


Fig. 7-43. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia lorenziana* (K2')

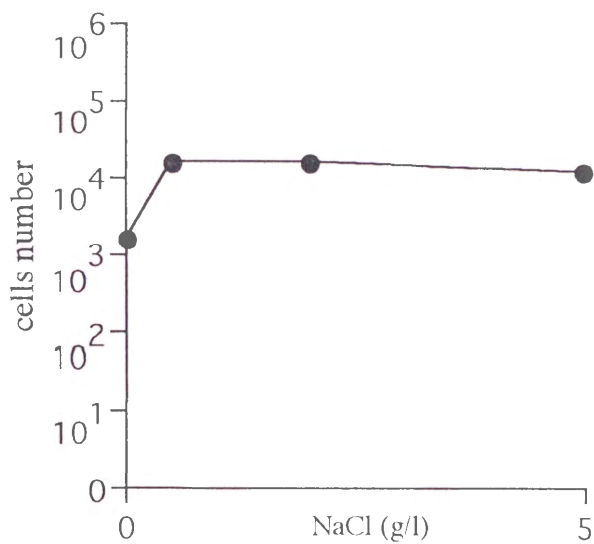


Fig. 7-44. Effect of salinity on maximum cells number of *Rhopalodia gibba* (K3-2)

7.3.7. バルハシ湖の珪藻の最大収量と NaCl 量の関係

バルハシ湖から採取した珪藻の培養株の培地に NaCl を 0、0.5、2、5、10、20g/l 添加し、最大収量がどのように変化するかを調べた。

B2 (EC 1.92mS/cm) から分離した *Nitzschia intermedia* BA1-1-3 株の最大収量は、NaCl 量が 5g までは 6×10^5 cells/l と高かく、10g では減少していた (Fig.7-45)。*Nitzschia descrtorum* BA2-2 株の最大収量は、NaCl 量の添加量とともに緩やかに減少していた (Fig.7-46)。*Nitzschia palea* BA2-3 株の最大収量は NaCl 量を添加してもほとんど減少しなかった (Fig.7-47)。*Nitzschia palea* BA2-4-2 株の最大収量は、10g までは 2×10^5 cells/l で、20g で減少していた (Fig.7-48)。

B4 (EC 3.44mS/cm) から分離した *Nitzschia palea* BA4-1 株の最大収量は、NaCl 量が 10g までは収量は変化せず 1×10^5 cells/l で、20g では著しく減少していた (Fig.7-49)。

7.4. 考察

7.4.1. 同一地点内での同一種の株間の塩分耐性の差の有無

同一地点で採取された同一種の増殖速度と NaCl 量との関係について比較した。アラル海の AR-4 地点のでは *Nitzschia intermedia* の AR4-2 株、AR4-3 株、AR4-4 株の 3 株が得られた。これらの株は、

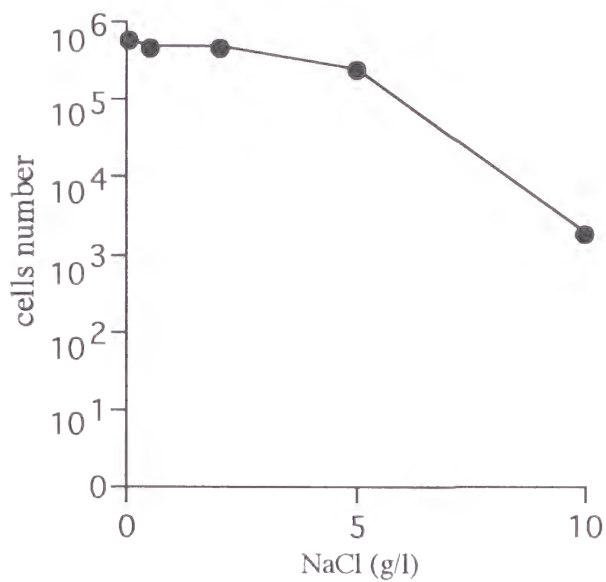


Fig. 7-45. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia intermedia* (BA1-1-3)

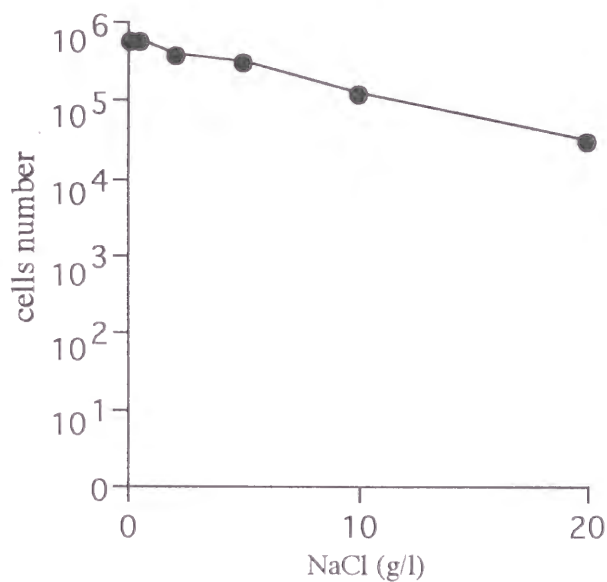


Fig. 7-46. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia descrtorum* (BA2-2)

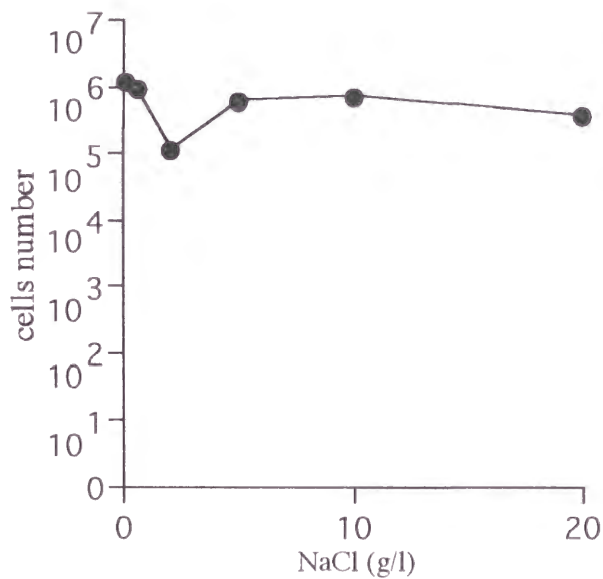


Fig. 7-47. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia palea*(BA2-3)

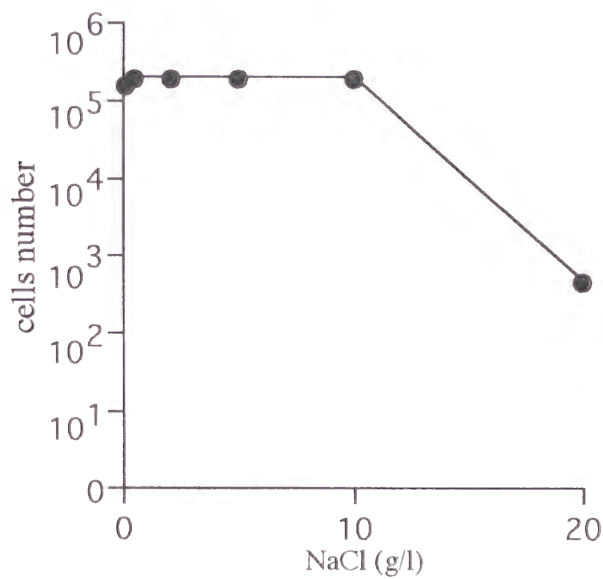


Fig. 7-48. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia palea*(BA2-4-2)

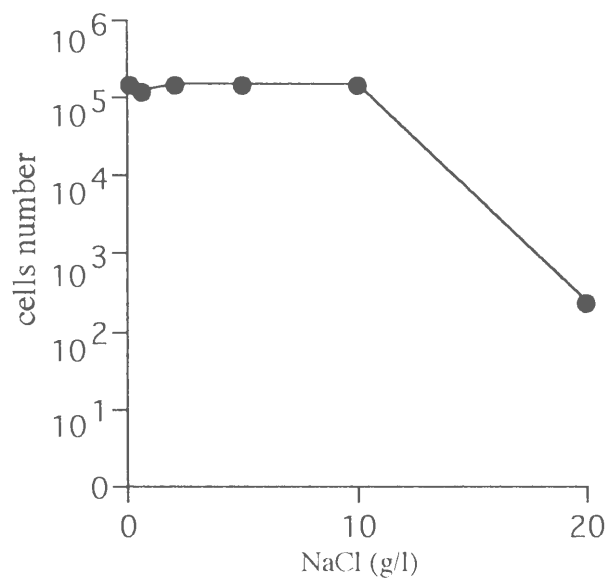


Fig. 7-49. Effect of salinity on maximum cells number of *Nitzschia palea*(BA4-1)

ほぼ同じ傾向を示し、NaCl が 2g/l 以下では増殖速度が約 1 分裂/日以上であるが、5g/l では減少し、20g/l ではほとんど増殖しなくなった。最大収量と NaCl 量との関係についてもこれらの株は、同じ傾向を示し、NaCl が 10g/l 以下では最大収量が 10^5 cells/l であるが、20g/l では収量が 10^3 cells/l 以下に減少していた。

しかし、AR-2 地点から採取した *Cyclotella meneghiniana* の AR2-2 株は NaCl 量は 20g/l で増殖しなかったが、AR2-1-1 株は増殖しており、同一地点から採取した同一種でも耐塩性が異なる種も存在した。一方、これら 2 種は最大収量は、NaCl が 0.5g/l 以下で 10^5 cells/l で、2g/l でも 10^4 cells/l とあまり減少せず、増殖速度と異なりよく似た傾向を示した。

これらの結果から同一地点の同一種は増殖速度は、株によって異なることもあることがわかった。

7.4.2. 採取地点の異なる同一種の株間の塩分耐性の比較

アラル海の AR-4 地点のでは *Nitzschia intermedia* の AR4-2 株、AR4-3 株、AR4-4 株の 3 株は、ほぼ同じ傾向を示したが、AR-3 地点で採取した同一種 *Nitzschia intermedia* の AR3-2 株は増殖速度が全く異なっていた。また、バルハシ湖の B2-4-1 株も NaCl 量が少ないときに増殖速度が低く、AR-3 地点の培養株とは異なっていた。これらの培養実験から同一種でも、採取地点の異なる株によって耐塩性が異なる可能性があることがわかった。

同一地点 AR-2 から採取した *Cyclotella meneghiniana* の AR2-2 株と AR2-1-1 株は増殖速度は異なっていたが、AR-4 地点から採取した AR4 株の増殖速度も AR2-2 株と AR2-1-1 株と異なっており、同一

種でも耐塩性が異なることは *Nitzschia intermedia* だけの特徴ではないといえる。

7.4.3. 低塩分域の種が高塩分に移動した場合の生存の可能性

小アラル海の AR-4 (EC 15.4mS/cm) では *Nitzschia intermedia* の AR4-2 株、AR4-3 株、AR4-4 株の 3 株は、NaCl が 20g/l では最大収量が減少していた。しかし、*Nitzschia intermedia* の AR-3 (EC 1.62mS/cm) 地点から採取した AR3-3 株では、すべての NaCl 量で最大収量が高かった。これらの培養実験から同一種でも、株によって耐塩性が異なる可能性があることがわかった。

アラル海の AR-2 (EC 29.4mS/cm) で得られた *Cyclotella meneghiniana* の AR2-1-1 株と AR2-2 株は、20g/l でも最大収量はあまり減少しなかった。AR-4 (EC 15.4mS/cm) の AR4 株でも、NaCl が 20g/l まで、ほとんど減少しなかった。このことから *Cyclotella meneghiniana* は湖水中の NaCl 量が 20g/l に上昇しても十分に生息が可能であると考えられる。

カムシェリバス湖の 2 株のうち、*Nitzschia lorenziana* は NaCl 量が 10g/l で、最大収量が 10^3 以下に減少し、湖水中の NaCl 量が 10g/l に上昇しても生息可能であるが、個体数が減少する可能性が高いことを示唆している。*Rhopalodia gibba* は、NaCl 量が高くなっても 10^4 cells/l の最大収量があり、湖水中の NaCl 量が 20g/l に上昇しても十分に生息が可能であると考えられる。

7.5. 結語

塩分が微細藻類におよぼす影響を明らかにするために、アラル海、カムシェリバス湖およびバルハシ湖から単離した珪藻類を用いて珪藻類の塩分耐性を培養実験によって調べた。

同一地点で採取した *Nitzschia intermedia* の増殖速度と NaCl 量との関係から、EC が高くなると *Nitzschia intermedia* は生息しにくくなることが明らかになった。

同一地点で採取した *Nitzschia intermedia* の最大収量と NaCl 量との関係についてから、個体によって耐塩性が異なる可能性があることがわかった。

第 8 章 総括

中央アジアの年間降水量が 200mm 以下の乾燥地にある内陸閉鎖湖のアラル海は、かつて湖面積が世界第 4 位の湖であった。旧ソビエト連邦時代に流入河川のシルダリアとアムダリアの河川水を用いて、大規模灌漑農業が行われるようになった。その結果、これらの河川からアラル海への流入量が減少し、湖面積の縮小と塩分の上昇を招いた。湖岸線は 100km も後退し、アラル海は、小さな水路でつながった北部の小アラル海と南部の大アラル海に分離した。

アラル海問題は Micklin (1988) によって取り上げられた。しかし、Micklin は、農薬汚染や住民の健康被害がアラル海の縮小によって起こったとしながらも、この論文に示されているデータは、主に水文学的データである。そして、塩砂漠の位置や、飛来した塩類量、農薬汚染および住民の健康被害の実態調査の科学的なデータは示されていない。しかし、かつては世界第 4 位であった湖が、消滅するかもしれないという報告は非常に大きな衝撃を与え、アラル海の問題について、旧ソ連邦のみならず、全世界の人が知る問題となった。

一方、カザフスタン共和国の国内には、東方に内陸閉鎖湖のバルハシ湖が存在する。この湖に流入しているイリ川流域でも、アラル海と同様に大規模灌漑農業が行われているが、バルハシ湖の塩分は、アラル海のように上昇していない。

そこで、大規模灌漑農業が原因で塩分の上昇したアラル海と、大規模灌漑農業が営まれているが、塩分が上昇していないバルハシ湖で、水質および微細藻類の調査を行い、大規模灌漑農業が内陸閉鎖湖の水質、生物相に与えた影響について調べた。

バルハシ湖と、その流入河川のイリ川で 1993 年 7 月に、カムシェリバス湖、チャルダラ湖、シルダリアとアラル海北部域の小アラル海で 1994 年 8～9 月に、湖水と湖底堆積物のコア試料を採取した。水温、pH、電気伝導度（EC）、溶存酸素量は、試料採取時に測定した。帰国後、湖水中のカチオン・アニオン濃度、堆積物中から取り除いた間隙水のカチオン濃度と堆積物中の Na, K, Ca, Mg を求めた。そして、湖水中の懸濁物質の鉱物組成を明らかにした。また、バルハシ湖、小アラル海、カムシェリバス湖の植物プランクトン相を調べた。

バルハシ湖の湖水中の電気伝導度（EC）は流入河川のイリ川よりも高かった。カチオン、アニオン濃度も Ca^{2+} 以外は EC と同様の傾向を示した。しかし、 Ca^{2+} は逆にイリ川よりも、バルハシ湖の方が低く、TDS と Ca^{2+} は負の関係にあった。内陸閉鎖湖には流出河川がないため塩類は湖内に集積する。それにもかかわらず、バルハシ湖の方が低かったことから、 Ca^{2+} が、湖内で急激に除去されていることを意味する。 Ca^{2+} が CaCO_3 として除去される方法は、貝殻による生物的除去と、鉱物結晶による化学的除去がある。海洋では、 Ca^{2+} の除去は 9 割が生物濃縮であるといわれている。しかし、バルハシ湖では、堆積物中に貝殻化石が非常に少なかったことから、主に、 CaCO_3 として化学的に除去されていると考えられる。そこで、イリ川の河川水とバルハシ湖の湖水の飽和度を求めたところ、全ての地点が過飽和で、イリ川より真バルハシ湖内が高かった。さらに湖水中の懸濁物質の鉱物組成には、方解石が見られたことから、バルハシ湖の Ca^{2+} は主に方解石として化学的に湖水中から除去されていることがわかった。さらに、 Ca^{2+} は湖水の存在量に対し流入河川であるイリ川の負荷量がもっとも大きく、湖水の塩類を一定に保つ

には Ca^{2+} の除去の寄与が大きいことがわかった。

小アラル海の湖水の EC、カチオン・アニオン濃度は南部で低く、北部に向かうにつれ急激に上昇した。シルダリアは小アラル海南部に流入しているため、北部ではシルダリアの影響が小さく EC が高くなっていた。特に EC の高い地点で、 Ca^{2+} 濃度が高くなっていた。

シルダリアと小アラル海のイオンバランスの違いから、小アラル海で Ca^{2+} の除去が行われていることが明らかになったが、TDS と Ca^{2+} の関係がバルハシ湖とは異なることから、アラル海での Ca^{2+} の除去機構がバルハシ湖のような化学反応による過程が支配的ではないことがわかった。一方、アラル海では貝化石が多量にあり、以前は貝殻による生物濃縮の割合が大きかったが、湖岸の後退によって貝が死滅した。このため、かつて塩分が一定であった頃に機能していた貝殻による生物濃縮による Ca^{2+} の除去機能が十分に作用せず湖水の Ca^{2+} が上昇したといえる。

河川の上下流部で、塩類濃度に差は見られなかったが、湖では、地点によって異なっていた。そこで、小アラル海とバルハシ湖と、小アラル海と同様にシルダリアが流入しているカムシェリバス湖で、総合的な塩類濃度を示す EC と、環境変化によって種組成を大きく変える植物プランクトン相との関係を調べ、塩類の生物相への影響を見た。

小アラル海では、EC が高くなるにつれ、植物プランクトンの群体・個体数密度が低くなっていた。湖内ではそれほど EC の大きな差がみられないバルハシ湖とカムシェリバス湖では、EC との関係は見られず、群体・個体数密度も低かった。

次に植物プランクトンの種組成を調べた。小アラル海の塩分の高いところでは、珪藻と渦鞭毛藻が優占した。しかし、それ以外の地

点ではヘテロサイトをもつ糸状体ラン藻類が優占した。カムシェリバス湖のラン藻類は糸状体とコロニータイプがあり、小アラル海と同様にシルダリアが流入しているが、小アラル海とは種組成は異なっていた。バルハシ湖では、すべての地点でラン藻類が優占したが、すべて球状のコロニーで表面にゼラチン質をもつラン藻であった。バルハシ湖では、懸濁物質が多く、攪乱に弱い糸状体のプランクトンが生息できなかったのであろう。また、このような環境は貝の生息にも適さなかったために貝化石が少なかったのかもしれない。

他の地点とは異なった種組成を示した小アラル海の塩分の高い地点で、堆積物中の植物プランクトン化石を調べたところ、湖水中に生息している種組成よりも表層堆積物中に含まれている化石の方が種の多様性が高くなっていた。これは、堆積物中の化石が、塩分の上昇によって種の多くが死滅した現在よりも、塩分が低く多くの種が生息していた頃の種組成を反映していることが原因であると考えられる。

謝 辞

本論文をまとめるにあたり、懇篤なるご指導、ご助言を賜りました京都大学農学研究科 中原紘之教授、坂本 亘教授、小崎 隆教授に深甚なる感謝の意を表しますとともに、本研究をまとめるにあたり終始有益なるご指導、ご鞭撻を賜りました京都大学経済研究所 塚谷恒雄教授、京都大学農学研究科 片山幸士助教授、東京工業大学 一國雅巳名誉教授、名古屋大学 西條八東名誉教授に心より御礼申し上げます。

放射化分析を行うための共同利用にあたり、京都大学原子炉実験所 高田實彌先生、立教大学原子力研究所 戸村 健教授、京都大学放射性同位元素総合センター 青木 達先生をはじめとする教職員各位のご指導とご援助に厚く御礼申し上げます。

試料の採取、実験ならびに分析を行うにあたりご協力いただいた京都大学農学研究科地域環境科学専攻バイオマス循環論分野の岸田多代嬢、幸 進氏をはじめとする方々、ならびに京都大学農学研究科熱帯農学専攻水産資源学講座の今井一郎助教授、鯨坂哲朗先生、辻村茂男氏、大塚泰介氏、久枝弘幸氏、和田好弘氏をはじめとする方々に深く感謝いたします。

X線回折を行うにあたりご指導を受けました京都大学農学研究科土壌学分野 田中 樹先生、ならびに試料採取に御協力いただきました京都大学農学部演習林 西村和雄先生、農林水産庁森林総合研究所 岡田直紀主任研究官、鹿児島大学水産学部 前田広人助教授、近畿大学 竹田 宇嬢に厚く御礼申し上げます。

なお、この研究を始めるにあたっては、日本カザフ研究会（代表者 京都大学農学研究科 石田紀郎助教授）諸氏のご助言と御協力をいただいたことを深く御礼申し上げます。

引用文献

- Abrosoy, V. N. (1973) *Lake Balkhash*, Academy of Nauk, Leningrad, 1-175 (in Russian).
- Akhmetova, N. I. (1984) Seasonal changes in the composition of diatoms from Eastern Balkhash Lake, *Votannicheski Zhurnal*, 71 (5) 631-634(in Russian).
- 秋山優,有賀祐勝,坂本充,横浜康継 (1986) 藻類の生態,内田老鶴圃
- Aladin, N.V. & Potts, W. T. W. (1992) Changes in the Aral Sea ecosystems during the period 1960-1990, *Hydrobiologia*, **237** : 67-79.
- Aladin, N.V. & Plotnikov, I.S. (1993) Large saline lakes of former USSR : a summary review, *Hydrobiologia*, **267** : 1-12.
- Aleshinskaya, Z.V. (1991) Diatomic and palynologic characteristic of bottom sediments, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Academiya Nauk, Leningrad, 243-245 (in Russian).
- Babaev, A. G. (1979) Environmental protection in the Aral Basin, USSR : A problem of state importance, *Problemy Osvoyeniya Pustyn'*, **2** : 3-7.
- Barker, P. (1992) Differential diatom dissolution in Late Quaternary sediments from Lake Manyara, Tanzania : an experimental approach, *Journal of Paleolimnology*, **7** : 235-251.
- バルムハーノフ,竹内憲司,塚谷恒雄 (1994) セミパラチンスク核実験場とソ連の核開発,京都大学経済研究所ディスカッション

ヨシベ-バー, **KIER9308**, 1-70.

- Bayly, I. A. E. & Williams, W. D. (1966) Chemical and biological studies on some saline lakes of south-east Australia, *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, **17** : 177-228.
- Borovskiy, V. M. (1978) The drying out of the Aral Sea and its consequences, *Izvestiya Akademii Nauk SSSR*, **5** : 35-44.
- Borovskiy, V. M. & Kuznetsov, N. T. (1979) The role of Siberian river water transport in solving the Aral Sea problem, *Problemy Osvoyeniya Pustyn'*, **2** : 18-24.
- Buyanovskiy, M. S. (1965) Balkhash-Ili, a potential major industrial complex, *Izvestiya Akademii Nauk SSSR*, **3** : 53-63.
- Chernenko, I. M. (1989) Prospective problems in saving the Aral Sea (USSR), *Problemy Osvoyeniya Pustyn'*, **5** : 3-10.
- Day, J. A. (1993) The major ion chemistry of some southern African saline systems, *Hydrobiologia*, **267** : 37-59.
- De Deckker, P. (1983) Australian salt lakes : their history, chemistry, and biota- a review, *Hydrobiologia*, **105** : 231-244.
- Gasse, F. (1987) Diatoms for reconstructing palaeoenvironments and paleohydrology in tropical semi-arid zones, *Hydrobiologia*, **154** : 127-163.
- Geddes, M. C., De Deckker, P., Williams, W. D., Morton, D. W., & Topping, M. (1981) On the chemistry and biota of some saline lakes in Western Australia, *Hydrobiologia*, **82** : 201-222.
- Gell, P. A. & Gasse, F. (1994) Relationships between salinity and diatom flora from some Australian saline lakes, In: *Proceedings of 11th Diatom Symposium 1990 (San Francisco, California, USA)*,

631-647.

Gibbs, R. J. (1970) Mechanisms Controlling World Water Chemistry, *Science*, **170** : 1088-1090.

Goldman, C. R. (1960) Primary productivity and limiting factors in three lakes of the Alaska Peninsula, *Ecol. Monogr.*, **30** : 207-230.

ゴールドマン (1973) ソ連における環境汚染--進歩が何を与えたか--
一, 都留重人監訳, 岩波書店.

Hammer, U. T. & Haynes, R. C. (1978) The saline lakes of Saskatchewan. II. Locale, *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **63** : 179-203.

Hammer, U. T. (1978) The saline lakes of Saskatchewan. III. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **63** : 311-335.

Hammer, U. T., Shames, J., & Haynes, R. C. (1983) The distribution and abundance of algae in saline lakes of Saskatchewan, Canada, *Hydrobiologia*, **105** : 1-26.

橋本芳一、大歳恒彦 (1986) 放射化分析法・PIXE分析法,
共立出版株式会社.

市川龍資 (1984) 環境放射能-挙動・生物・人体被曝線量評価-,
ソフトサイエンス社.

Jackson, M. L. (1956) Soil chemical analysis - advanced course,
Medison, 123pp.

化学同人編 (1989) 化学大事典, 化学同人.

Kabulov, S. K. & Sheripov, K. (1983) Change of the desert ecosystems in view of aridization, *Problemy Osvoyeniya Pustyn'*, **2** : 21-28.

Khrustalev, J. P. & Chernousov, S. J. (1991) Principal lithological

- types of bottom sediments, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Akademiya Nauk, Leningrad, 128-132 (in Russian).
- Kilham, P. (1990) Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers : Data from Africa, *Limnol. Oceanogr.*, **35**(1) : 80-83.
- 北野 康 (1969) 水の科学, 日本放送出版協会.
- 北野 康 (1990) 炭酸塩堆積物の地球化学, 東海大学出版.
- Kok, O.B., & Grobbelaar, J.U. (1980) Chemical properties of water-holes in the Kuiseb river canyon, Namib desert, *J. Limnol. Soc. sth. Afr.* **6**(2) : 82-84.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991). *Bacillariophyceae, Süßwasserflora von Mitteleuropa*, **2** (1-4), Gustav Fischer Verlag (in German).
- Kvasov, D.D. (1991) Principal information on the Aral Sea, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Akademiya Nauk, Leningrad, 216-218 (in Russian).
- Kwandrans, J. (1994) Benthic diatom communities in two acidic mountain lakes (Sudeten Mts, Poland), In: *Proceedings of the Thirteenth International Diatom Symposium*, (The international society for diatom research ed.), 281-293, Biopress Limited Bristol.
- Lapkin, K. I. & Rakhimov, E.D. (1979) Socioeconomic evaluation of the aftereffects of the drying-up of the Aral Sea, USSR, *Problemy Osvoyeniya Pustyn'*, **2** : 84-90.
- Lewin, J.C. (1961) The dissolution of silica from diatom walls, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **21** : 182-198.

- Mamedov, E.D. (1991) Paleoclimatic model, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Academiya Nauk, Leningrad, 225-226 (in Russian).
- Micklin, P.P. (1988) Desiccation of the Aral Sea : A water management Disaster in the Soviet Union, *Science*, **241** : 1170-1176.
- 村上悠紀雄、團野皓文、小林昌敏 (1982) 放射線データブック, 地人書館.
- Nelson, D.M. & Gordon, L. I. (1982) Production and pelagic dissolution of biogenic silica in the Southern Ocean, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **46** : 491-501.
- 日本分析化学会九州支部編 (1996) 機器分析入門, 南江堂.
- 日本分析化学会北海道支部編 (1981) 水の分析, 化学同人.
- Parker, R.D. & Hammer, U. T. (1983) A study of the Chromatiaceae in a saline meromictic lake in Saskatchewan, Canada. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 68 : 839-851.
- Pryde, P.R. (1991) The water crisis in Soviet Central Asia, In : *Environmental management in the Soviet Union*, Cambridge University Press, Cambridge, New York, 213-232.
- Round, F. E., Crawford, R.M., & Mann, D.G. (1990) *The Diatoms*, Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Rubanova, F.E. & Gorelkin, N.E. (1991) Present status and the Aral development tendencies, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Academiya Nauk, Leningrad, 115-117 (in Russian).
- Reuter, J.E., Rhodes C.L., Lebo, M.E., Kotzman, M., & Goldman, C.R.

- (1993) The importance of nitrogen in Pyramid Lake (Nevada, USA), a saline, desert lake, *Hydrobiologia*, **267** : 179-189.
- Sevastjanov, D. V. (1991) *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Academia Nauk, Leningrad, 301pp (in Russian).
- Shemesh, A., Burckle, L. H., & Froelich, P. N. (1989) Dissolution and preservation of antarctic diatoms and the effect on sediment thanatocoenoses, *Quaternary Research*, **31** : 288-308.
- Swift, M. C. & Hammer, U. T. (1979) Zooplankton production dynamics and Diaptomus production in Waldsea Lake, a saline meromictic lake in Saskatchewan, *J. Fish. Res. Bd Can.* **36** : 1431-1438
- 滋賀県琵琶湖研究所編 (1992) *世界の湖*, 人分書院.
- Tarasov, M. N., (1961) *Hydrochemistry of the Lake Balkhash*. Leningrad, 371pp. (in Russian).
- 角皆静男 (1985) *海洋の動態*, 恒星社厚生閣.
- 地学団体研究会編 (1984) *地学事典*, 平凡社.
- Venus, B.G. & Pozdnyakova, G.V. (1991) Natural features of the lake and its basin, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Academia Nauk, Leningrad, 119-123 (in Russian).
- Verzillin, N.N., Pozdnyakova, G.V., Skopeljas, I.I. and Suslov, G.A. (1991) Lake changes due to anthropogenic causes, In : *History of Lake Sevan, Issyk-Kul, Balkhash, Zaisan, and Aral*, Academia Nauk, Leningrad, 169-172 (in Russian).
- 和田光史 (1966) 粘土鉱物の同定および定量法、日本土壤肥料学

雑誌, **37** : 9-17.

Williams, W.D. (1964) Some chemical features of tasmanian inland waters, *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, **15**: 107-122.

Williams, W.D. (1966) Conductivity and the concentration of total dissolved solids in Australian lakes, *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, **17**: 169-176.

Williams, W.D. & Buckney, R.T. (1976) Chemical composition of some inland surface waters in south, western and northern Australia, *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, **27**: 379-397.

Wright, S.W. & Burton, H. R. (1981) The biology of Antarctic saline lakes, *Hydrobiologia*, **82** : 319-338.

Zhakovshchikoy, T.K. (1981) Diatomic algae in a column of bottom's deposits from Aral Sea, *Diatomic algae*, 102-117 (in Russian).